



Konsekvensvurdering af fiskeri på blåmuslinger i Lillebælt 2014

Nielsen, Pernille; Geitner, Kerstin; Christoffersen, Mads; Petersen, Jens Kjerulf

Publication date:
2014

Document Version
Publisher's PDF, also known as Version of record

[Link back to DTU Orbit](#)

Citation (APA):
Nielsen, P., Geitner, K., Christoffersen, M., & Petersen, J. K. (2014). *Konsekvensvurdering af fiskeri på blåmuslinger i Lillebælt 2014*. Institut for Akvatiske Ressourcer, Danmarks Tekniske Universitet. DTU Aqua-rapport No. 282-2014
http://www.aqua.dtu.dk/Publikationer/Forskningsrapporter/Forskningsrapporter_siden_2008

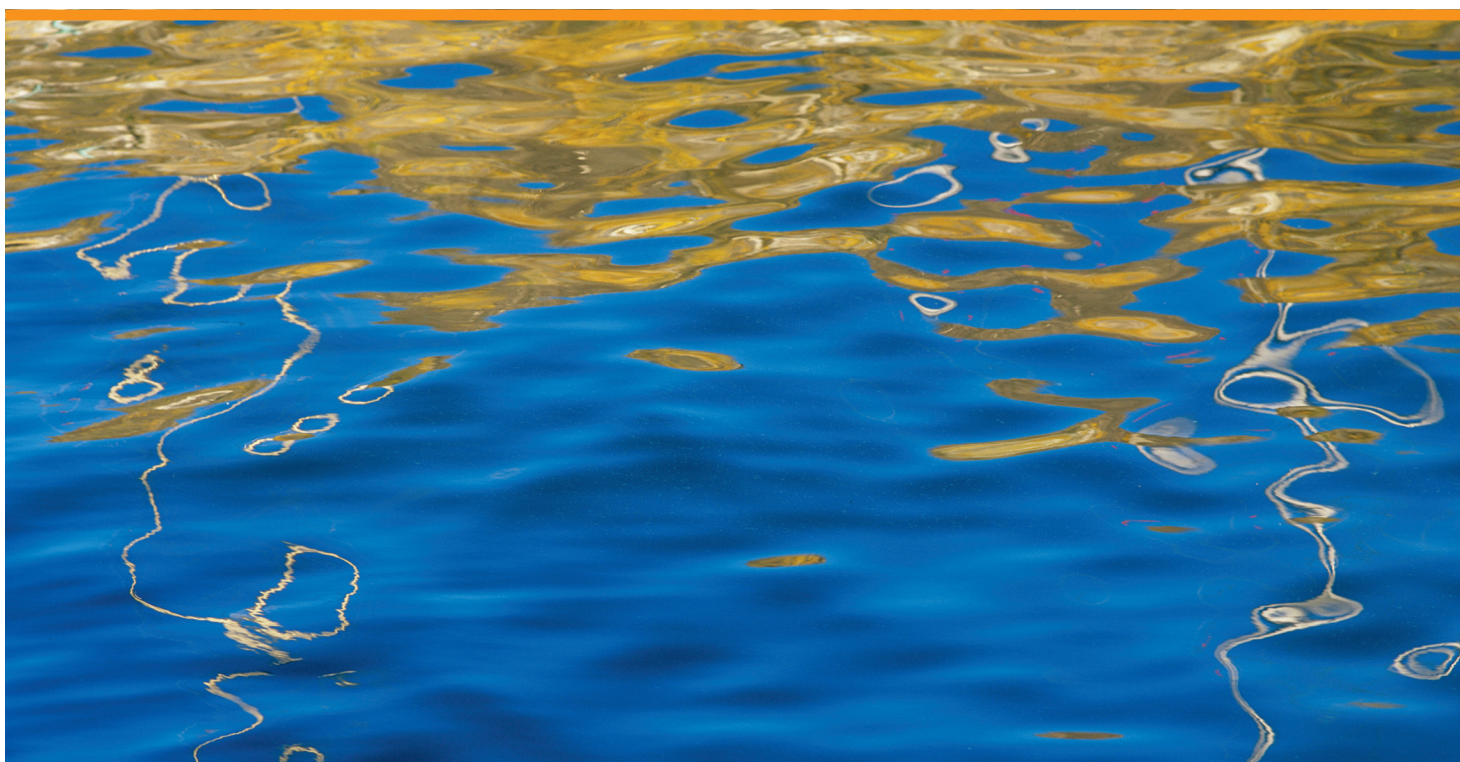
General rights

Copyright and moral rights for the publications made accessible in the public portal are retained by the authors and/or other copyright owners and it is a condition of accessing publications that users recognise and abide by the legal requirements associated with these rights.

- Users may download and print one copy of any publication from the public portal for the purpose of private study or research.
- You may not further distribute the material or use it for any profit-making activity or commercial gain
- You may freely distribute the URL identifying the publication in the public portal

If you believe that this document breaches copyright please contact us providing details, and we will remove access to the work immediately and investigate your claim.

Konsekvensvurdering af fiskeri på blåmuslinger i Lillebælt 2014



DTU Aqua-rapport nr. 282-2014
Af Pernille Nielsen, Kerstin Geitner,
Mads Christoffersen og Jens Kjerulf
Petersen

Konsekvensvurdering af fiskeri på blåmuslinger i Lillebælt 2014

DTU Aqua-rapport nr. 282-2014

Af Pernille Nielsen, Kerstin Geitner, Mads Christoffersen og Jens Kjerulf Petersen

Indholdsfortegnelse

1	RESUMÉ	6
1.1	Udpegningsgrundlag for Natura 2000 området	6
1.2	Konsekvensvurderingens grundlag	6
1.3	Fiskeriets arealmæssige påvirkning	7
1.4	Fiskeplanens påvirkning på udpegningsgrundlag og naturtyper	7
1.5	Kumulative effekter	10
2	INDLEDNING	12
3	FORVALTNINGSGRUNDLAG	13
3.1	Fiskeplan	13
3.2	Anmodning fra NaturErhvervstyrelsen	14
3.3	Forvaltningen af muslingefiskeriet	14
4	GENERELT OM LILLEBÆLT	16
5	ÅLEGRÆS	18
5.1	Baggrund for konsekvensvurderingens analyse af ålegræs	18
5.2	Potentielle effekter af fiskeri på ålegræs	19
5.3	Historisk udbredelse af ålegræs i Lillebælt	21
5.4	Aktuel og potentiel udbredelse af ålegræs	21
5.5	Konsekvensvurdering af fiskeriets påvirkning af ålegræs	24
6	MAKROALGER	24
6.1	Baggrund for konsekvensvurderingens analyse af makroalger	24
6.2	Potentielle effekter af fiskeri på makroalger	26
6.3	Makroalgernes nuværende udbredelse	26
6.4	Makroalgernes estimerede dybdegrænse	28
6.5	Konsekvensvurdering af fiskeriets påvirkning af makroalger	28
7	BLÅMUSLINGER	29
7.1	Baggrund for konsekvensvurderingens analyse af blåmuslinger	29

7.2	Undersøgelser af blåmuslingebestanden i Lillebælt	29
7.3	Fiskeri i Lillebælt i perioden 1994-2013	32
7.4	Konsekvensvurdering af fiskeriets påvirkning af blåmuslinger	32
8	BUNDFAUNA	32
8.1	Baggrund for konsekvensvurderingens analyse af bundfauna	33
8.2	Potentielle effekter af fiskeri på bundfauna	33
8.3	Konsekvensvurdering af fiskeriets påvirkning af bundfauna	34
9	PÅVIRKET AREAL OG KUMULATIVE EFFEKTER	34
9.1	Påvirket areal ved gentaget fiskeri (kumulative effekter)	34
9.2	Iltforhold	36
9.3	Konklusion for kumulative effekter	37
10	ANDRE BESKYTTELSESHENSYN	37
10.1	Muslingeædende fugle	37
10.2	Påvirkning af fødegrundlag for fiskeædende fugle	39
10.3	Påvirkning af fødegrundlag for planteædende fugle	39
10.4	Forstyrrelse af fugle	39
10.5	Kumulative effekter på fugle	39
10.6	Konklusion vedrørende beskyttede fuglearter	39
10.7	Marsvin	40
10.8	Konklusion vedrørende marsvin	41
10.9	Påvirkning af substrat	41
10.10	Biogene rev	42
11	PRØVEFISKERI	42
12	BLACK-BOX DATA	43
13	REFERENCER	45
	BILAG 1 UDPEGNINGSGRUNDLAG FOR HABITATOMRÅDE 96	52
	BILAG 2 UDPEGNINGSGRUNDLAG FOR F47	53

BILAG 3 FISKEPLAN FRA DANMARKS FISKERIFORENING	54
BILAG 4 ANMODNING FRA NATURERHVERVSTYRELSEN	56
BILAG 5 MARINE HABITATTYPE DEFINITIONER	57

1 Resumé

1.1 Udpegningsgrundlag for Natura 2000 området

Område	Beskyttelser	Naturtyper og fuglebeskyttelser
Lillebælt	Habitatområde 96 (H96) Fuglebeskyttelsesområde 47 (F47)	1110 Sandbanker m. lavvandet vedvar. dække af vand. 1140 Mudder- og sandflader blottet ved ebbe. 1150 Kystlaguner og strandsøer 1160 Større lavvandede bugter og vige 1170 Rev Fugle¹: Edderfugl Bjergand Hvinand Sangsvane Havørn Toppet skallesluger Dværgterne Havterne Fjordterne Pattedyr: Marsvin

Naturtypen Rev (1170) indgår i udpegningsgrundlaget for H96. Der er ikke udarbejdet arealmæssige afgrænsninger af biogene rev, som indgår i naturtypen Rev (1170). I konsekvensvurderingen indgår en generel vurdering af muslingefiskeriets effekt på biogene rev.

1.2 Konsekvensvurderingens grundlag

Produktionsområde	Muslingefiskeri	Dybdegrænse for fiskeri	Prøvefiskeri i forhold til fiskernes identifikation af egnede fiskepladser
74, 76, 77, 78	8.000 t	7-13 m	1% af skrab

Konsekvensvurderingen er udarbejdet på baggrund af anmodning fra NaturErhvervstyrelsen pr. 12. November 2013 (Bilag 4) og Fiskeplan fra Danmarks Fiskeriforening (Bilag 3). Konsekvensvurderingen forholder sig specifikt til NaturErhvervstyrelsens anmodning og Fiskeplanen fra Danmarks Fiskeriforening. I konsekvensvurderingen vurderes effekten af fiskeriet frem til 28. februar 2015. NaturErhvervstyrelsen har specifikt anmodet om at, konsekvensvurderingen for Lillebælt 2014 tager udgangspunkt i, at dybdegrænsen for åle-

¹ Udover de inkluderede fugle er også rørhøg, plettet rørvagtel, klyde, brushane og mosehornugle inkluderet i udpegningsgrundlaget. Konsekvensvurderingen omfatter dog ikke disse arter, da det vurderes at disse arter hverken direkte eller indirekte påvirkes af muslingefiskeri. Arterne forekommer ikke i de områder hvor fiskeriet udføres.

græsudbredelsen generelt sættes til 7 m. Angivelsen i fiskeplan af at fiskeriet vil foregå på muslingebestande $> 1,5 \text{ kg m}^{-2}$ er en målsætning og ikke en præmis.

1.3 Fiskeriets arealmæssige påvirkning

Muslingefiskeri	Tæthed $>1,5 \text{ kg m}^{-2}$	Arealpåvirkning	Arealpåvirkning H96
8.000 t	$2,3 \text{ kg m}^{-2}$	$7,1 \text{ km}^2$	2,5%

Det påvirkede areal er beregnet på baggrund af gennemsnitstætheden af muslinger, hvor tætheden er forventelig større end $1,5 \text{ kg m}^{-2}$ og en effektivitet på skraberen på 50%.

1.4 Fiskeplanens påvirkning på udpegningsgrundlag og naturtyper

Beskyttede fugle	
Fuglearter, der indgår i konsekvensvurderingen	Edderfugl Bjergand Hvinand Sangsvane Havørn Toppet skallesluger Dværgterne Havterne Fjordterne
Mængde af muslinger, der skal være til rådighed for muslingespisende fuglearter	107.750 t blåmuslinger
Fiskespisende arter	Blåmuslingefiskeri vil ikke påvirke forekomsten af fødegrundlag i betydende grad
Planteædende fugle	Muslingefiskeri vil ikke påvirke forekomst af ålegræs
Forstyrrelse	Seks fartøjer deltager i fiskeriet, og de forventes ikke at forstyrre de fugle, der indgår i udpegningsgrundlag.
Konklusion vedrørende beskyttede fugle	I udpegningsgrundlaget for Fuglebeskyttelsesområdet i Lillebælt indgår 15 arter, dog er der kun medtaget 9 marine arter i denne konsekvensvurdering. Hvinand, bjergand og edderfugl æder muslinger og skal teoretisk have en mængde muslinger til rådighed svarende til 107.750 t blåmuslinger. DTU Aqua vurderer, at et fiskeri i henhold til fiskeplanen ikke vil påvirke fødegrundlaget for muslingeædende arter, da bestandsvurderingen ikke omfatter muslinger på vand-

	<p>dybder <3 m og der kun i begrænset omfang er sammenfald mellem fiskeriet og fuglenes optimale fourageringsdybde.</p> <p>DTU Aqua vurderer, at fødegrundlaget for fiskeædende arter ikke direkte vil blive påvirket ved blåmuslingefiskeri.</p> <p>Planteædende fugle (sangsvane) forventes ikke at få forringet deres fødegrundlag, idet ålegræs på vanddybder, hvor disse arter er fødesøgende, ikke vil blive påvirket af muslingefiskeriet.</p>
--	--

Sten og andet substrat	
Landinger	5,0 t i produktionsområde 74 og 76 i 2013.
Konklusion vedrørende substrat	<p>Fiskeriet vil ikke foregå på naturtypen Rev (1170).</p> <p>Fjernelse af sten er en irreversibel påvirkning, der vil reducere udbredelse af makroalger og bunddyr, som lever fasthæftet på stenene eller mere mobilt mellem stenene. Fjernelse af sten reducerer kompleksiteten i naturtyperne.</p> <p>Der er ikke kortlagt biogene rev i H96. På grund af en manglende kortlægning er det ikke muligt, at vurdere hvor stor en del af biogene rev i naturtypen 1170, der vil blive påvirket af det ønskede fiskeri.</p>

Muslingebestanden	
Produktionsområde	74, 76, 77, 78
Blåmuslingebestand >3 m og <15 m	111.000 t
Fiskeri ifølge fiskeplan	8.000 t
Fiskeri ifølge DTU Aquas anbefaling	8.000 t
Fiskeri i % af total bestand	7%
Konklusion vedrørende blåmuslinger	<p>Det planlagte fiskeri af blåmuslinger vil fjerne ca. 7 % af bestanden. Bestanden af blåmuslinger udgør i 2013 111.000 ton. Det vurderes, at det planlagte fiskeri ikke vil have en betydende påvirkning på forekomsten af blåmuslinger i naturtyperne.</p>

Ålegræs	
Habitatype for naturtype	1110 og 1160
Model-estimeret dybdeudbredelse	0-5,3 m
Observeret udbredelse i Natura 2000 området	0-5,1 m (perioden 2000-2012). I 2013 er ålegræsset observeret ud til 4,5 m

Forekomst	Spredt
Genoprettelsestid efter skrab	>20 år
Fiskeplanens arealmæssige påvirkning af observeret udbredelse i Natura 2000 området	0% af observeret udbredelsesområde.
Konklusion vedrørende ålegræs	<p>Et målrettet fiskeri med muslingeskraber i tætte forekomster af ålegræs kan ikke forventes at forekomme, idet skraberen vil miste fangsteffektivitet ved opfyldning med ålegræs. Ved muslingefiskeri af blåmuslinger i områder med ålegræs vil fiskeriet kunne pågå på lave tætheder af ålegræs, på rodsrud og i områder med frøspredning, hvilket vil hæmme nyetableringen og spredningen af ålegræsbestanden. Endvidere vil fiskeri på ålegræs kunne forekomme, hvor ålegræs og muslinger danner en mosaik i udbredelse og ved prøvefiskeri i forhold til at finde en egnet fiskeplads.</p> <p>Muslingeskrab på 7-13 meters dybde er ikke i konflikt med ålegræssets observerede udbredelse på 4,5 m og den potentielle udbredelse på 5,3 m i naturtype 1110 og 1160.</p>

Makroalger	
Habitattype for naturtype	1160 og 1170
Modelestimeret - udbredelse i 2013	Brunalger 0-7,7 m Andre fastsiddende arter 0-8,7 m
Observeret udbredelse i 2012	14 m
Forekomst	Spredt
Genoprettelsestid efter skrab	>5 år - er irreversibel hvis sten fjernes
Konklusion vedrørende makroalger	<p>Muslingeskrab inden for makroalgernes potentielle udbredelses område (0 til >14 meter) vil begrænse makroalgebestanden i sin nuværende og potentielle udbredelse.</p> <p>Sten og muslingeskaller udgør et vigtigt substrat for makroalger. Fjernelse af sten i forbindelse med fiskeri kan medføre en irreversibel påvirkning af forekomst af makroalger.</p> <p>Muslingefiskeriet vil ikke foregå på naturtypen Rev (1170).</p>

Bundfauna	
Forekomst	Naturtype 1110, 1160 og 1170
Fiskeplanens arealmæssige påvirkning	Fiskeri vil foregå på dybder fra 7-13 m,
Genoprettelsestid for dyresamfund	4 år i områder uden iltsvindspåvirkning 1110 og 1160

Konklusion vedrørende bundfauna	Muslingefiskeri vil medføre en forringelse af bundfaunaen, hvor fiskeriet pågår fra 7-13 meters dybde. I Lillebælt vurderes effekten af muslingefiskeri at være op til 4 år på naturtype 1110 og 1160. Muslingefiskeriet vil ikke foregå på naturtypen Rev (1170).
--	--

Særligt beskyttede arter	
Marsvin	<p>Der forekommer marsvin i habitatområdet i Lillebælt hele året. Muslingefiskeriet forventes ikke at påvirke marsvin direkte, idet der ikke forekommer bifangst af marsvin i muslingefiskeriet. Der forventes ingen direkte påvirkning af muslingefiskeriet på fødegrundlaget, idet bifangst af fisk er lille i muslingefiskeriet, men indirekte kan muslingefiskeri påvirke fødegrundlaget eller habitatet for de fisk, der søger føde på havbunden eller lever på eller i havbunden. Fødegrundlaget for marsvin i de indre danske farvande består af 79 til 82 % bundlevende fisk. DTU Aqua vurderer, at et fiskeri på 8.000 t muslinger ikke vil have en betydende effekt på hverken fødegrundlaget eller bestanden af marsvin i Lillebælt (H96).</p> <p>Muslingefiskeriet vil bidrage med en meget lille andel af den kumulative forstyrrelse sammenlignet med den øvrige tætte skibstrafik i området. Undersøgelser viser, at marsvinenes adfærd påvirkes af skibe indenfor 700 meters radius.</p>

1.5 Kumulative effekter

Kumuleret arealpåvirkning i % af totalarealet af den marine del af habitatområde H96 for blåmuslinger, makroalger og bundfauna.

	Gendannelsestid (år)	2010 (%)	2011 (%)	2012 (%)	2013 (%)	2014 (%)	Kumuleret (%)
Blåmusling	3			1,0	1,6	2,5	5,1
Makroalger	5	1,3	1,4	1,0	1,6	2,5	7,9
Bundfauna	4		1,4	1,0	1,6	2,5	6,5
Ålegræs*	>20	0	0	0	0	0	

*Der er for ålegræs taget udgangspunkt i 0 påvirkning fra 2008/09 (se nedenfor)

For blåmuslinger, makroalger og bundfauna antages, at økosystemkomponenterne påvirkes svarende til det skrabede areal. Arealpåvirkningen på ålegræs er sat til 0. Gendannelse af ålegræs kan være fra 2 - 100 år afhængig af bundforhold, eksponering mm og er som rettesnor i muslingepolitikken estimeret til at være >20 år. Ingen af miljødirektiverne har været implementeret i hele denne periode og forvaltningen har følgelig ikke taget højde for påvirkning af ålegræs. Evt. påvirkning af ålegræsset fra før dette blev en del af forvaltningen er derfor ikke medtaget i vurderingen. Siden 2009 har en faglig vurdering godtgjort, at ålegræsset ikke er blevet påvirket af det tilladte fiskeri. Det er endvidere en helt klar

forudsætning i muslingepolitikken, at ålegræs heller ikke i fremtidigt fiskeri må påvirkes negativt. Derfor vil der ikke være kumulative effekter på ålegræsset ved gentaget fiskeri.

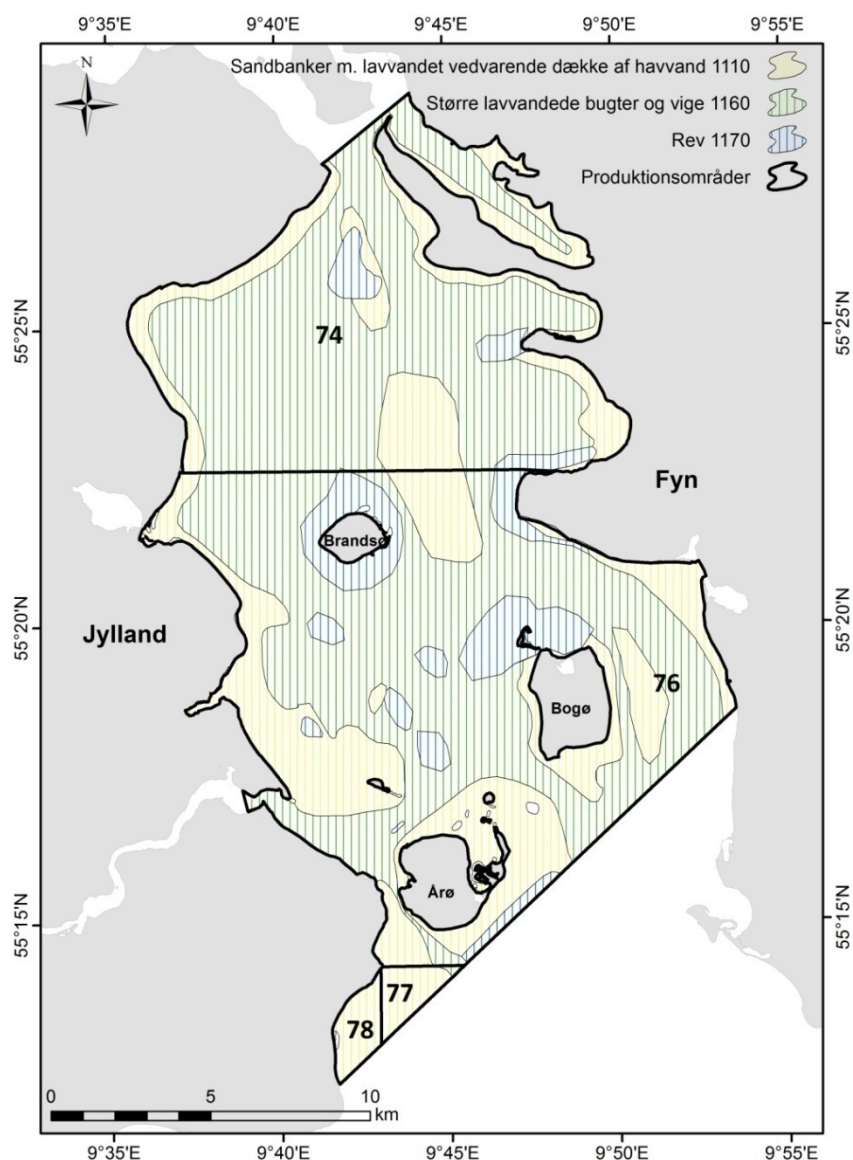
<i>Eutrofiering og resuspension</i>	<p>Eutrofiering kan forventes at have en betydning for muslingebestandens størrelse og dermed for sigtddybden. Ændringer i rekrutteringen, væksthastigheder og dødelighed pga. iltsvind, kan have stor effekt.</p> <p>Både eutrofiering og muslingefiskeri medfører en ændring i flora- og faunasammensætningen med øget forekomst af organismer med kort levetid, hurtig rekruttering og stort spredningspotentiale.</p> <p>Den generelle eutrofiering af Lillebælt medfører en stor produktion af planteplankton og dermed en forringet sigtddybde. Ophvirvling af næringsstoffer og den afledte fytoplanktonproduktion, og ophvirvling af sediment ved skrabning er begge effekter, som påvirker sigtddybden og kan have en indirekte effekt på dybdeudbredelsen for ålegræs og makroalger i området. Hver især har disse faktorer (eutrofiering og ophvirvling af næringsstoffer/sediment) ikke nødvendigvis en betydende effekt, men samlet set er der en risiko for, at muslingeskrab i eutrofe områder som Lillebælt kan have en lokal effekt på sigtddybden i området, specielt i sommerperioden. Lillebælt er et meget strømpåvirket område, hvorved ophvirvlet sediment og næringsstoffer relativt hurtigt fortyndes og føres ud af området. Muslingefiskeriet forventes i 2014 at berøre et begrænset areal og er fordelt over flere måneder. DTU Aqua vurderer derfor, at fiskeriet ikke vil have en betydende effekt på sigtddybden i området.</p>
<i>Bortfiskning af sten</i>	<p>Der er landet 5,0 t sten i Lillebælt i 2013. Fjernelse af substrat ved fiskeri vil på sigt have en effekt på fasthæftede organismers mulighed for at opbygge en bestand i området. Fiskeriet vil ikke foregå i naturtypen stenrev (1170). Fjernelse af sten vil have betydning for udbredelsen af makroalger og epibentiske organismer såsom søanemoner, søpindsvin, søpunge mv. Fjernelse af sten vil generelt reducere kompleksiteten i naturtyperne, hvilket kan have betydning for samspillet mellem en række arter og naturtypernes integritet på længere sigt.</p>
<i>Forstyrrelse af fugle</i>	<p>Der foregår en omfattende jagt på de fuglearter, der indgår i udpegningsgrundlaget for F47. Forstyrrelse fra jagt kan have en kumulativ effekt i samspil med forstyrrelse fra muslingefiskeriet.</p>
<i>Forstyrrelse af marsvin</i>	<p>Muslingefartøjerne bidrager med en lille andel til den kumulative forstyrrelse af marsvin i habitatområdet i forbindelse med skibstrafikken i området.</p>

2 Indledning

Denne konsekvensvurdering er udarbejdet med henblik på at beskrive potentielle effekter af et fiskeri af blåmuslinger i Natura 2000 område 112 (Figur 1) i Lillebælt – omfattende habitatområde H96 og fuglebeskyttelsesområde F47 - i forhold til områdets udpegningsgrundlag og i forhold til den konsekvensvurderingsanmodning (Bilag 4), som NaturErhvervstyrelsen har fremsendt på baggrund af Danmarks Fiskeriforenings fiskeplan (Bilag 3). I Habitatområdet indgår fem marine naturtyper i udpegningsgrundlaget: 1110 "Sandbanke med lavvandet vedvarende dække af vand", 1140 "Mudder- og sandflader blottet ved ebbe", 1150 "Kystlaguner og strandsøer", 1160 "Større lavvandede bugter og vige" og 1170 "Rev" (Bilag 1). Naturtyperne "Mudder- og sandflader blottet ved ebbe" (1140) og "Kystlaguner og strandsøer" (1150) ligger på så lavt vand, at de ikke vil blive påvirket af muslingefiskeri og inddrages derfor ikke i konsekvensvurderingen. Naturtypen "Rev" (1170) indgår i udpegningsgrundlaget, men ifølge fiskeplanen vil muslingefiskeriet ikke foregå i denne naturtype. Udbredelsen af biogene rev er ikke kortlagt i Natura 2000 udpegningen, og i indeværende konsekvensvurdering præsenteres derfor en generel vurdering af muslingefiskeri på biogene rev.

Ifølge Fiskeriloven (Bekendtgørelse 978 af 26/9 2008 §10e) kan tilladelse til fiskeri meddeles, hvis fiskeriet ikke skader et internationalt naturbeskyttelsesområdes integritet. Dette er defineret i "Guidance Document: Managing Natura 2000 sites" udarbejdet af EU-kommissionen i 2000: *"Hvad angår begrebet 'integritet', skal det forstås som en kvalitet eller en tilstand, der indebærer helhed eller fuldstændighed. I en dynamisk økologisk sammenhæng kan ordet også forstås som modstandsdygtighed og evne til udvikling i retning af en gunstig bevaringsstatus."* Fiskeritilladelse kan meddeles på baggrund af en vurdering af aktivitetens betydning, en konsekvensvurdering, i forhold til udpegningsgrundlaget for et naturbeskyttelsesområde. Det lovmæssige krav til gennemførelse af konsekvensvurderinger af muslingefiskeri blev implementeret i maj 2008.

Konsekvensvurderingen forholder sig til Natura 2000 planen for Lillebælt (Miljøministeriet, 2011). I Natura 2000 planen er trusler for områdets naturværdier, vurdering af bevaringstilstand/prognose for arter og naturtypers udvikling og målsætning for arter og naturtyper beskrevet. I konsekvensvurderingen vurderes det om det planlagte muslingefiskeri er i konflikt med målsætningen i Natura 2000 planen. Derudover forholder konsekvensvurderingen sig til Fødevareministeriets muslingepolitik samt specifikt til NaturErhvervsstyrelsens anmodning omkring en dybdegrænse på 7 m, en totalfangst i Natura 2000 området på 8.000 t, og vurderer kun effekten inden for fiskeplanens tidsrammer dvs. frem til den 28. februar 2015. (Bilag 3 og Bilag 4).



Figur 1. Natura 2000 område nr. 112 i Lillebælt. De udpegede naturtyper, samt produktionsområder er vist.

3 Forvaltningsgrundlag

3.1 Fiskeplan

Danmarks Fiskeriforening har udarbejdet en fiskeplan for fiskeri af blåmuslinger i Natura 2000 området i Lillebælt (Bilag 3). I fiskeplanen fremsættes der forslag om et fiskeri af 8.000 t blåmuslinger fra bestande i området, hvor muslingeforekomsterne er størst og gerne med en tæthed større end $1,5 \text{ kg m}^{-2}$ hvis muligt. Der vil ifølge fiskeplanen foregå fiskeri i naturtyperne 1110 og 1160 dog ikke på vanddybder lavere end 4 meter og dybere end 13 meter. Muslingefiskeri vil kun blive gennemført med muslingeskraber monteret med sten-

riste med 25 cm mellemrum. Dette afhjælper risikoen for fangst af enkeltliggende sten med større diameter end 25 cm. I forbindelse med fiskeriet vil der ske en fortsat registrering af mængden af landede sten fra området. Naturtypen Rev (1170) vil være fritaget for fiskeri.

3.2 Anmodning fra NaturErhvervstyrelsen

NaturErhvervstyrelsen har 12. november på baggrund af erhvervets interesselikendegivelse og fiskeplaner anmodet DTU Aqua om en konsekvensvurdering af et fiskeri på 8.000 t blåmuslinger i Natura 2000 området i Lillebælt omfattende produktionsområderne 74 og 76 (Bilag 4). NaturErhvervstyrelsen fastsætter i anmodningen dybdegrænsen for fiskeriet til 7 m (Bilag 4), med mindre data for udbredelsen af ålegræs og sigtdybde understøtter en reduktion af dybdegrænsen. Endvidere anfører NaturErhvervsstyrelsen, at konsekvensvurderingen skal tage udgangspunkt i muslingepolitikken samt, at der anvendes sensor og GPS udstyr i fiskeriet.

Anmodningen angiver ikke antallet af fartøjer. DTU Aqua antager derfor, at det samme antal fartøjer vil indgå i fiskeriet som for 2013, dvs. maksimalt 6 fartøjer vil fiske i hvert produktionsområde samtidigt.

3.3 Forvaltningen af muslingefiskeriet

Fiskeriet på blåmuslinger er reguleret af bekendtgørelse nr. 155 af 07/03/2000 og bekendtgørelse nr. 1013 af 19/10/2011. Udover de lovmæssige reguleringer har Ministeriet for Fødevarer, Landbrug og Fiskeri fastlagt en muslingepolitik, der blev offentliggjort primo juli 2013. Politikken bygger på, at muslingeproduktion skal være bæredygtig og leve op til EU's miljødirektiver.

Muslingeskrab i Natura 2000 områder skal forvaltes efter følgende målsætninger:

- Det skal være i overensstemmelse med Habitatdirektivets bestemmelser og irreversible skader på stenrev skal undgås.
- Forvaltningen skal være adaptiv og tage den bedst tilgængelige videnskabelige viden i anvendelse.
- Der skal ske en videreudvikling af forvaltningen med fokus på arealpåvirkning.

Samlet set er det politikken mål at mindske miljøpåvirkningen.

I forbindelse med politikken implementering skal Fødevareministeriet opstille kriterier for udarbejdelse af videnskabelige konsekvensvurderinger inden et fiskeri i Natura 2000 områder kan tillades. Dette skal ske for at kunne gennemføre en videnskabelig underbygget vurdering af muslingeskrabs betydning for Natura 2000 områders integritet. I den forbindelse skal der lægges vægt på:

- Bæredygtig muslingekvote.
- Nultolerance for påvirkning af ålegræs i forhold til vandplanernes mål for udbredelse. Vanddybden hvorfra fiskeri må foregå justeres efterhånden som betingelserne for ålegræssets potentielle udbredelse forbedres ved bedre sigtdybde.
- Nultolerance for påvirkning af stenrev og biogene rev.
- Acceptabel påvirkning af bundfauna.
- Acceptabel mængde landinger af sten.
- Bæredygtig påvirkning af havpattedyr og fugle og andre beskyttelsesværdige arter.

Fødevareministeriet vil derudover udvikle en forvaltning med fokus på kumulativ arealpåvirkning fra muslingefiskeriet. Den maksimale kumulative påvirkning måles således på en række økosystemkomponenter (muslingebestand, forekomst af ålegræs, makroalger og bundfauna) baseret på kriterierne for beskrivelsen af marine naturtypers bevaringsstatus. Det maksimale niveau for acceptabel arealpåvirkning fastsættes til 15% i 2014, dog således at ålegræsset ikke må påvirkes (arealpåvirkning = 0).

Hertil kommer vilkår med det formål at sikre den rette balance mellem fiskeri og miljø, som Fødevareministeriet har formuleret, og som især omhandler udøvelsen af fiskeriet. Kriterier, der vil ligge til grund for evt. tilladelser, vil være:

- Kumulativ effekt af tidligere sæsoners muslingefiskeri i form af arealpåvirkning.
- Mængden af ilandbragte sten.
- Antallet af fartøjer pr produktionsområde.
- Påvirkning fra andre menneskelige aktiviteter som i samspil med muslingefiskeri påvirker udpegningsgrundlaget kumulativt.
- Udbredelsen af iltsvind af specifik betydning for muslingebestanden og dermed kvoten.

Målsætninger og forvaltningsprincipper for muslingefiskeriet vil blive evalueret løbende i takt med at ny viden bliver tilført og erfaringer med den førte politik bliver evalueret.

4 Generelt om Lillebælt

Hovedparten af produktionsområderne 74 og 76, og mindre arealer af produktionsområderne 77 og 78 i Lillebælt er udpeget som Natura 2000 område nr. 112. Natura 2000 området inkluderer Fuglebeskyttelsesområdet F47 og Habitatområdet H96. Udpegningsgrundlaget er angivet i Bilag 1 og 2. Der er i december 2011 vedtaget en Natura 2000 plan for området. Relevante uddrag af Miljøministeriets Natura 2000 plan for Lillebælt er angivet i Boks 1.

Boks 1

Relevante uddrag - Natura 2000 plan 2010-2015 (Miljøministeriet, 2011)

Trusler mod områdets naturværdier

I modsætning til de nordlige og sydlige dele af Lillebælt rammes Natura 2000-området kun i mindre omfang af iltsvind på grund af mere effektiv opblanding af vandsojlen. Opblanding af vandsojlen kan til gengæld opretholde en stor næringsstofkoncentration, som bevirker en stor produktion af planktonalger. Dermed kan der ske en øget skygning for ålegræsset og en begrænsning af dets udbredelse i området.

Bundfaunaens sammensætning og fiskebestandene påvirkes negativt af disse forhold og dermed fødegrundlaget for klyde, der lever af hvirvelløse dyr på bunden, sangsvane, der lever af bundplanter, samt marsvin, toppet skallesluger og ternerne, der lever af fisk. I tilfælde af iltsvind påvirkes edderfugl, hvinand og bjergand også negativt.

Pesticider og gifte. Miljøfarlige stoffer, som tilføres fra spildevand, landbrug, havbrug, havne, skibsfart mm., er generelt et problem for de marine områders dyreliv. Truslen fra de miljøfarlige stoffer er nærmere beskrevet i vandplanen. Der er målt høje koncentrationer af miljøfarlige stoffer i marsvin fra de danske farvande sammenlignet med andre havdyr og sammenlignet med marsvin fra farvande udenfor de danske.

Invasive arter. Den invasive art af ribbegøple, som nu er udbredt i de indre danske farvande, er en trussel for fisk og fiskeyngel, da den dels spiser fødegrundlaget for fisk, og dels spiser fiskeæg og –larver. Der er indtil videre ikke kendskab til bekæmpelsesmetoder rettet mod denne marine art.

Forstyrrelser. Forstyrrelser fra færdsel og rekreative aktiviteter er en trussel mod flere af områdets ynglefugle samt rastende og fouragerende havfugle. Forstyrrelsen af ynglefugle sker både på kysten af Jylland og Fyn og på de større øer. Nogle forstyrrelser har en negativeffekt på marsvin, ikke mindst i deres ynglesæson.

Prædation og fiskeri mv. Fiskeri med bundsløbende redskaber, hvorved der sker en fysisk ødelæggelse, dels ved fjernelse af bundflora og bundlevende dyr, og dels ved fjernelse af hårbund, sten og skaller, er en trussel mod områdets rev og kan være en trussel mod naturtyperne sandbanker og bugter, og dermed også levesteder for bjergand, edderfugl, hvinand og toppet skallesluger.

Den konkrete geografiske afgrænsning af de biogene rev udestår endnu. Fiskeri er vurderet som en trussel mod marsvin, idet dyrene kan blive fanget og drukne i garnene. Prædation af ræv er lokalt en trussel mod kystfugle.

Tilstand og bevaringsstatus/prognose

Prognosen er ugunstig eller vurderet ugunstig for:

Sandbanker, vadeblader, laguner, rev og bugter på grund af for høj tilførsel af næringsstoffer og miljøfarlige stoffer. For naturtypen rev desuden som følge af fiskeri med bundsløbende redskaber.

Marsvin pga. en nedgang i bestanden bl.a. som følge af bifangster i fiskenet.

Bjergand, edderfugl, hvinand og toppet skallesluger på grund af reduceret fødegrundlag og forstyrrelser.

Målsætning

Det overordnede mål for området er at:

De marine naturtyper opnår en god vandkvalitet samt en rig fauna og bundvegetation, som bl.a. kan sikre fødegrundlaget for marsvin og de mange fuglearter, der har levested her.

Konkrete målsætninger for naturtyper og arter

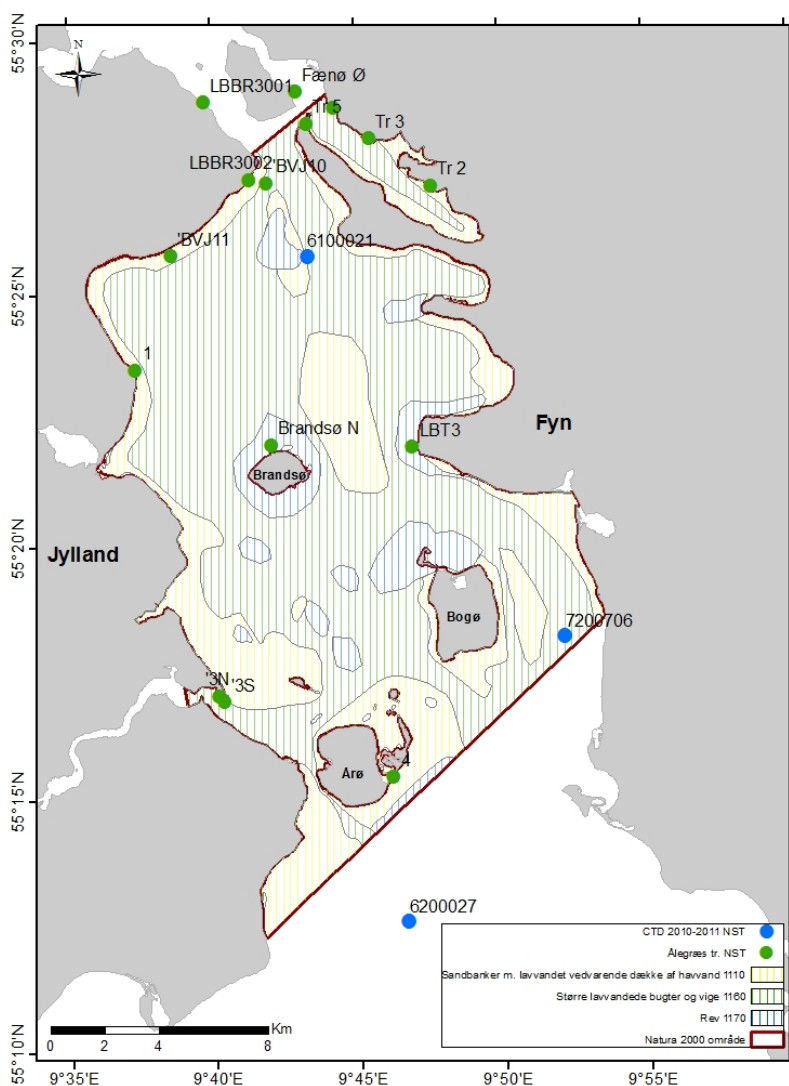
For naturtyper og arter uden tilstandsvurderingssystem og/eller med en ukendt prognose er målsætningen gunstig bevaringsstatus.

For arterne betyder det, at tilstanden og det samlede areal af levestederne stabiliseres eller øges, således at der er grundlag for levedygtige bestande af skæv vindelsnegl, sumpvindelsnegl og marsvin og således at der er grundlag for:

- en ynglebestand af havørn, rørhøg, ca. 50 par klyde, mosehornugle, 15 par fjordterne, 400 par havterne og 10 par dværgerne,
- rastende/fouragerende bestande på ca. 1.000 sangsvane, 40.000 bjergand, 40.000 edderfugl, 5.000 hvinand og 4.500 toppet skallesluger.

Området sikres som et af landets vigtige kerneområder for marsvin med gode yngle- og fourageringsmuligheder

Datagrundlaget for områdets miljøtilstand er primært indsamlet fra åbne kilder og inkluderer historiske undersøgelser samt data fra miljøcentrenes overvågning (NOVANA-programmet). De tidligere amter og nu Naturstyrelsen har på en række faste stationer og transekter gennemført en omfattende indsamling af data i forbindelse med de marine overvågningsprogrammer, som er tilgængelige i DMU's åbne databaser MADS og i faglige rapporter. Fordelingen af stationer for ålegræs, makroalger og CTD er præsenteret på Figur 2. DTU Aqua har derudover gennemført en kortlægning af blåmuslingers forekomst og biomasse i Lillebælt i 2004, 2008, 2010, 2011, 2012 og 2013. I forhold til muslingefiskeriets påvirkning af fødegrundlag for muslingeædende fugle, der indgår i udpegningsgrundlaget, anvendes beregningsmetoder som DMU har udviklet (Laursen og Clausen, 2008).



Figur 2. Placeringen af ålegræs/makroalgetransekter (grøn cirkel) og CTD stationer (blå cirkel) indenfor eller i umiddelbar nærhed af Natura 2000 området i Lillebælt. Udstrækning af Natura 2000 området er angivet og de enkelte udpegede naturtyper er vist.

5 Ålegræs

Ålegræs er en nøgleorganisme i naturtyperne 1110 og 1160 i H96.

5.1 Baggrund for konsekvensvurderingens analyse af ålegræs

Ålegræs anses for at være en nøgleorganisme både til at vurdere miljøtilstand og som habitatdannende organisme. Tætte bede af ålegræs danner i sig selv et habitat, gennem den struktur bladene danner og ålegræshabitatet kan fungere som skjul for småfisk og fiskeyngel og som levested for en række associerede organismer. Derudover er tætte ålegræsbede kendetegnet ved høj produktivitet, en lav regenerering af næringssalte, da en del bliver lagret i rodstænglerne, og en reduktion af den fysiske/hydrodynamiske påvirkning af bunden (Flindt et al. 1999, Duarte 2000, Bergamasco et al 2003, Marbá et al 2006, Hansen and Reidenbach, 2012). Endelig anvendes ålegræssets dybdeudbredelse som indikator for miljøtilstand i relation til opfyldelse af

Vandrammedirektivets målsætninger. Samlet er der således flere årsager til, at ålegræssets bevarelse er af betydning for miljøkvalitet i kystnære områder.

Ålegræssets forekomst og tilstand påvirkes af en række forskellige faktorer. Kendte faktorer, der påvirker ålegræsset negativt, er eutrofiering generelt (Cardoso et al 2004, Orth et al 2006, Walker et al 2006, Burkholder et al 2007, Van Katwijk et al 2011) og specifikt de afledte effekter som reduceret lysgennemtrængning som følge af øget planktonproduktion (Borum, 1985, Ralph et al 2006) og iltsvind, herunder forekomst af svovlbrinte (Pedersen et al 2004), og især når der forekommer iltsvind i både vandsøjlen og i bunden. Andre eutrofieringsrelaterede forhold, der påvirker ålegræssets overlevelse og tilstand negativt, er forekomst af drivende makroalger, som kan rive nye skud op, eller tab af egnet substrat, der er tilstrækkelig fast til at kunne holde på frøspirede planter (Valdemarsen et al 2011, Canal-Vergés et al 2010). Derudover kan temperaturstigninger (Greeve et al 2003) og antropogen fysisk/mekanisk stress påvirke ålegræsset negativt. Fysisk/mekanisk stress kan forekomme fx i forbindelse med råstofudvinding eller ved fiskeri (se nedenfor).

Genetablering af ålegræs i forbindelse med nedsat miljøpåvirkning, f.eks. i form af øget sigtddybde, foregår gennem aseksuel, vegetativ vækst eller ved spredning af frø og frøspirede planter. Den vegetative formering gennem rodskud er den mest robuste måde og mest uafhængig af miljøforholdene, men er til gengæld en langsom proces med et spredningspotentiale af bede på $<30 \text{ cm år}^{-1}$ (Olesen and Sand-Jensen 1994). Spredning af frø og frøspirende planter kan potentielt hurtigere lede til etablering af nye bede, men er en mere tilfældig proces, der bl.a. vil være afhængig af lokale vandstrømme og vækstforhold på bunden. De frøspirede planter er desuden mere følsomme overfor både antropogen og naturlig påvirkning og har generelt en lav overlevelse. F.eks. er det beregnet, at spiringssuccessen af frø er i størrelsesordenen max. 5 - 10 % i Chesapeake Bay (Orth et al 2006), mens overlevelse af frøspirede planter i forskellige områder er max. 10 % (Hootsmans et al 1987, Churchill 1983, Harrison 1993, Olesen and Sand-Jensen 1994, Valdemarsen et al 2010). Endelig er det i Limfjorden beregnet, at det kræver min. 3-5 år efter de første planter har overlevet til en ålegræsplet af bæredygtigt størrelse er etableret (Olesen and Sand-Jensen 1994). Samlet set er udbredelsen af ålegræs gennem kønnet formering en tilfældig proces med en tidshorisont på 5, 10 eller 20 år afhængigt af lokale forhold (Pedersen et al 1999). Årsagerne til den ringe samlede succesrate for ålegræssets kønnede formering er ikke fuldt ud belyst, men forhold som ålegræssets almene tilstand og dækningsgrad, iltforhold, fysiske forstyrrelser samt lysforhold og temperatur har betydning. Ny forskning viser, at ålegræsset fortrinsvis formerer sig vegetativt ved rodskydning på lavere dybder (0 - 2 m) og fortrinsvis seksuelt ved frøspredning på større dybder (Olesen et al 2009).

5.2 Potentielle effekter af fiskeri på ålegræs

Effekten af skrabning efter muslinger kan deles i to typer effekter: Direkte påvirkning af redskabet og indirekte som følge af ophvirvling af sediment.

Direkte effekter: Muslingskrab kan forårsage skade på ålegræsbestande gennem fysisk påvirkning af både voksne planter, skud, frøspirede planter og frøpuljen (Vining 1978, Dayton et al 1995, Barnette 2001, Morgan and Chuepagdee 2003). Skader på de voksne planter kan variere og bl.a. omfatte afrivning af blomsterstande, afrivning af blade fra rhizomerne og begravelse af planterne under sediment, som vil lede til nedsat vækst og overlevelse (Street et al 2005). Ved dybtgående redskaber kan der desuden forekomme skader på eller forstyrrelser af rhizom-systemet, som vil medføre dysfunktion af bladene og ultimativt planternes død (Jolley 1972, Tarnowski 2006). Der er ikke foretaget studier af effekter af den lette muslingskraber på ålegræs. Et målrettet fiskeri med muslingskraber i tætte ålegræsforekomster er imidlertid ikke særlig sandsyn-

ligt. For det første forekommer der sjældent større forekomster af muslinger i tætte ålegræsbede, effektiviteten af skraberen er endvidere meget lav i ålegræsbede, og endelig vil der med udgangspunkt i NaturErhvervsstyrelsens anmodning til DTU Aqua om grundlaget for konsekvensvurderingen for Lillebælt ikke være sammenfald mellem fiskeriområder og tætte ålegræsforekomster. Ålegræsbede kan i et vist omfang regenerere sig efter skader forårsaget af fysiske forstyrrelser. Mindre skader f.eks. forårsaget af bådpropeller eller storme kan regenereres i løbet af uger til få måneder (Williams 1988), mens regenerering af mere omfattende eller gentagende skader vil tage længere tid, afhængigt af skadens omfang fra 2 år til dekader (Rasheed 1999, Dawes et al 1997, Ærtebjerg et al 2003). Forsvinder ålegræsset helt fra et område er det ikke sikkert, at ålegræsset vender tilbage igen. Dette er observeret i flere danske kystnære områder, hvor ålegræsset på trods af en forbedring i vandkvaliteten og deraf følgende større sigtddybder ikke er vendt tilbage (Carstensen & Krause-Jensen 2009). Årsagen hertil er endnu ikke endelig klarlagt og vil sandsynligvis variere afhængigt af lokale forhold.

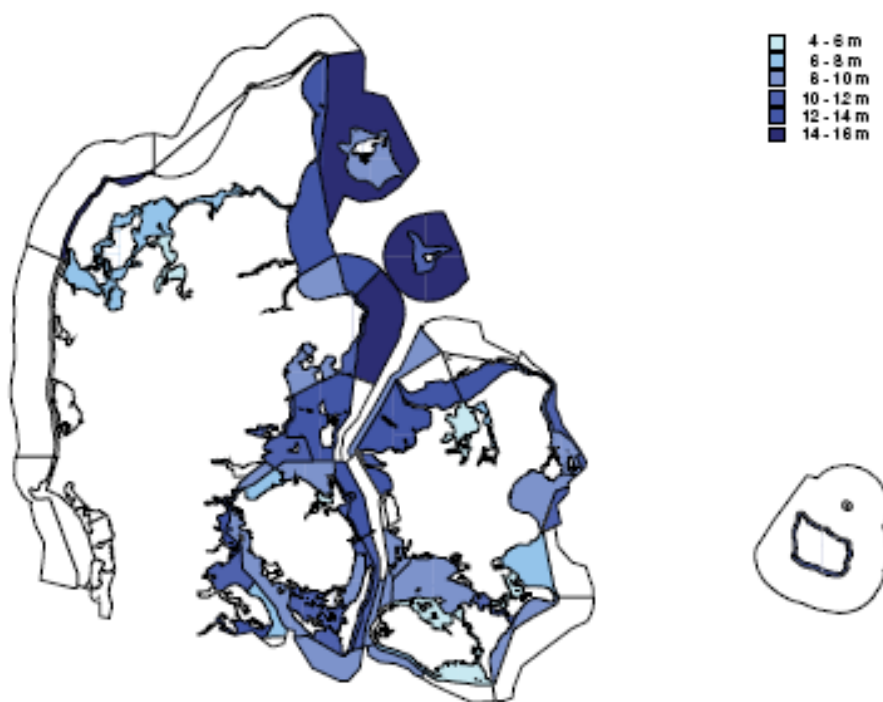
Effekten af skrabning på frø og frøspirede planter er mindre velstuderet og vil desuden være afhængig af redskabstypen, og hvor dybt redskabet går under skrabning. Hollænderskraberen er vurderet til at påvirke de øverste 0,2-2 cm af havbunden (Dyckjær et al 1995). Der er ingen dokumentation for, hvor dybt den lette muslingeskraber går i sedimentet, og det er derfor ikke muligt præcist at forudsige effekterne af skrabning. Den lette skraber vejer mindre og samler mindre bundmateriale, og det kan derfor antages, at den vil have en generel mindre påvirkning og maksimalt vil skrabe i samme dybde som hollænderskraberen. Den kritiske dybde for succesfuld frøspiring er 5-6 cm, og spiringen er størst i de øverste sedimentlag. Fjernelse af frø som følge af fiskeri vil fortynde frøpuljen og mindske sandsynligheden for succesfuld spiring. Foreløbige studier gennemført af DTU Aqua i Limfjorden viste ingen signifikante effekter af skrabning på frøpuljen, men resultatet er ikke entydigt, da forsøgsområdet i lighed med det meste af Limfjorden havde meget lav tæthed af frø og disse var heterogent fordelt. Der kan således ikke konkluderes endegyldigt om effekter på frøpuljen på baggrund af eksisterende viden. Der er ligeledes meget begrænset viden om effekter på frøspirede planter, men da disse generelt har en meget lav grad af forankring i sedimentet, er det overvejende sandsynligt, at skrabning vil medføre omfattende eller total dødelighed af frøspirede planter.

Indirekte effekter: Indirekte effekter omfatter permanente forandringer af bundens struktur og effekter associeret til resuspension herunder reduceret lysgennemtrængning samt frigivelse af næringssalte og iltforbrugende materiale. Permanente skader i relation til ålegræs kan potentielt forekomme ved gentagende skrabning, der kan lede til ændringer i sedimentets kornstørrelsesfordeling (Mercaldo-Allen & Goldberg 2011) således, at lette (mudder-) partikler dominerer i de øverste lag og dermed reducerer forankringsevnen for frøspirende planter samt øger risikoen for forøget naturlig resuspension ved vindhændelser. Karakteren og varigheden af sådanne potentielle effekter på sedimentets sammensætning vil afhænge af forstyrrelsens karakter og rekoloniseringen af infauna (Robinson et al 2005).

Endvidere kan resuspension ved skrabning påvirke sigtddybden, som er bestemmende for ålegræssets dybdeudbredelse (Olesen 1996), og skrabning kan på forskellig vis medvirke til lokalt at mindske vandets klarhed og dermed potentielt forringe levevilkårene for ålegræs og anden bundlevende vegetation. Foreløbige undersøgelser viser, at forøget lysudslukning som følge af resuspenderet materiale ophvirvlet i forbindelse med fiskeriet kun i begrænset omfang spreder sig udover et meget snævert nærområde.

5.3 Historisk udbredelse af ålegræs i Lillebælt

Historiske undersøgelser viser, at ålegræsset for 100 år siden var udbredt til 10-12 m (Fyns Amt, 2006, Krause-Jensen & Rasmussen 2009) (Figur 3). Denne udbredelse kan betragtes som en upåvirket referencestatus for Lillebæltområdet. Dybdeudbredelse for ålegræs i området har ikke ændret sig signifikant siden 1989 (Fyns Amt, 2006).

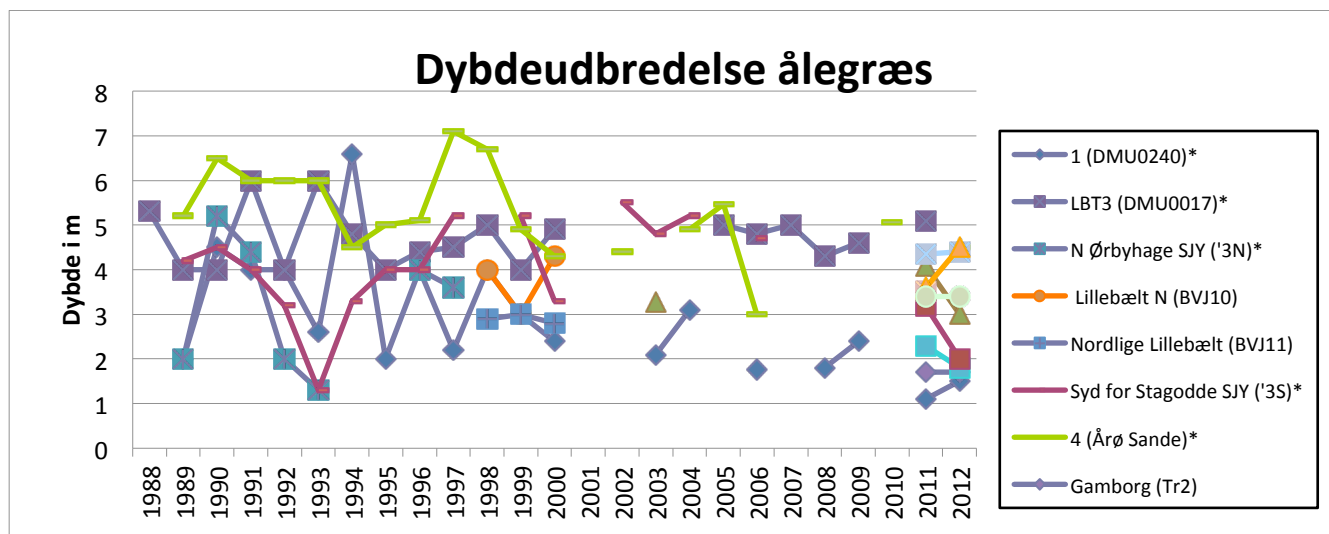


Figur 3. Historisk udbredelse af ålegræs i danske vandområder. Kortet er baseret på observationer af dybdeudbredelse i perioden 1890 – 1930. (Kilde: Krause-Jensen & Rasmussen 2009).

5.4 Aktuel og potentiel udbredelse af ålegræs

Dybdeudbredelsen for ålegræs indenfor Natura 2000 området er siden 1988 blevet monitoreret, se Figur 4 (Naturstyrelsen Ribe og MADS, DMU). Ålegræssets dybdeudbredelse har i området været meget dynamisk de sidste 25 år, med store ændringer i dybdeudbredelsen på op til 4,5 m fra et år til det næste.

Data for dybdeudbredelsen af ålegræs i 2013 har ikke været tilgængelig, hvorfor opdaterede data fra 2012 er benyttet. Ålegræsset blev i 2012 målt på ni transekter i Lillebælt. Transekt 1 er ifølge Miljøministeriets ikke længere et repræsentativt ålegræstransekt, idet der findes store mængder *Laminaria saccharina* (sukkertang) på transektet. Dette vanskeliggør vækstmulighederne for ålegræsset, og der er fundet enkelte små pletter ålegræs de sidste år (pers. komm. Grethe Bruntse, Naturstyrelsen, 2012). Den maksimale dybdeudbredelse i 2011 og 2012 var henholdsvis 5,1 (transekt LBT3) og 4,5 m (transekt LBBR3001 og transekt Årø Sande). Det skal desuden bemærkes, at de målestationer (LBT3 (DMU0017) og Årø Sande), hvor udbredelsen af ålegræs de seneste år har været dybest ikke er blevet monitoreret i 2012. Det kan derfor forventes, at dybdeudbredelsen af ålegræs på disse stationer vil være af samme størrelse som tidligere år.

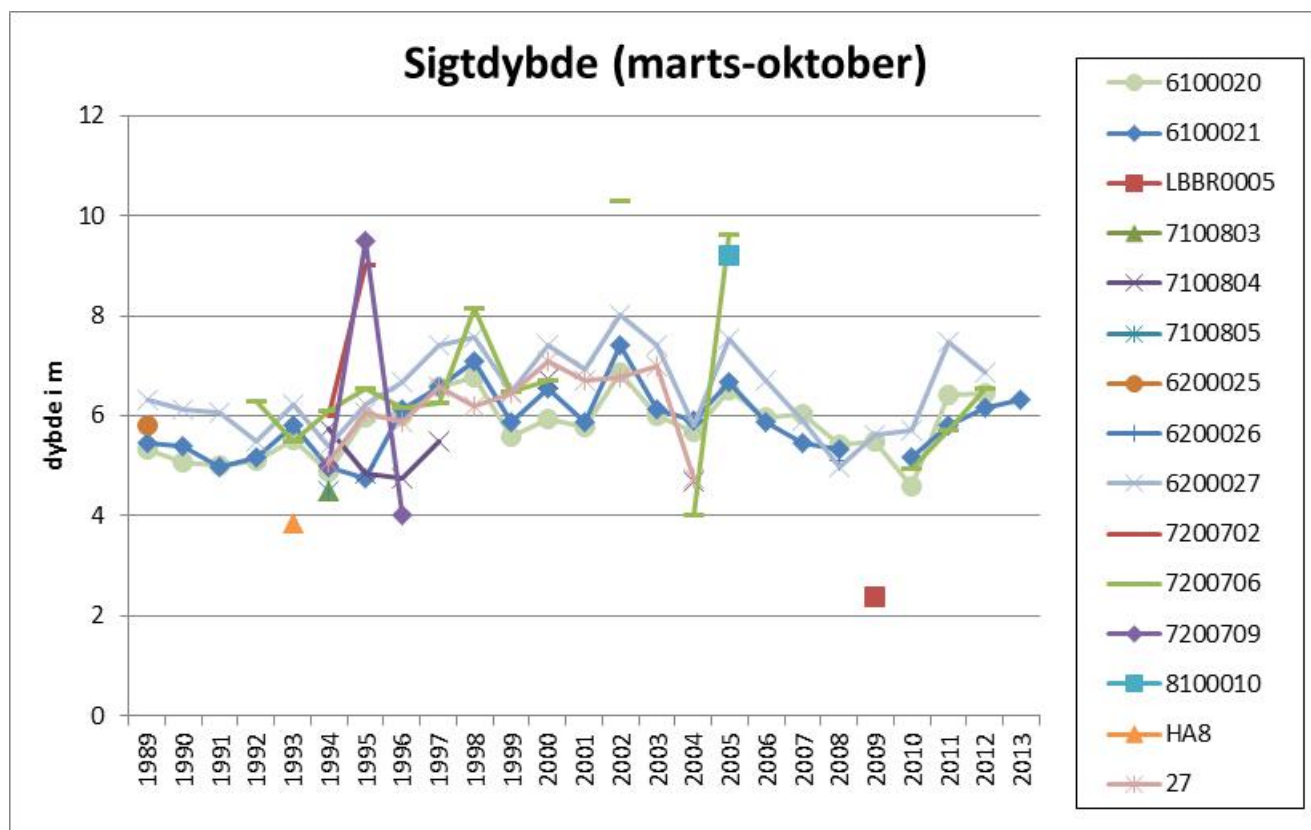


Figur 4. Den maksimale dybdeudbredelse for ålegræs i Lillebælt fra 1988-2012 (MADS-databasen DMU 2010, Naturstyrelsen Ribe). *Transektterne 1 (DMU0240), LBT3 (DMU0017), N. Ørbyhage SJY ('3N), Syd for Stagodde SJY ('3S) og 4 (Årø Sande) er alle angivet med den maksimale dybdeudbredelse for perioden 1988-2012. For de andre stationer er værdier fra MADS-databasen angivet som gennemsnitsværdier.

Den potentielle dybdegrænse for ålegræsset i Lillebælt kan beregnes ud fra analyser af forholdet mellem ålegræssets dybdegrænse og sigtddybden. Empiriske analyser i en række kystområder, herunder Lillebælt, har vist en lineær sammenhæng mellem sigtddybde og dybdegrænse for ålegræs (Nielsen et al., 2002). Datagrundlaget der ligger til grund for sammenhængen er meget omfattende og stammer hovedsageligt fra fjorde og andre lukkede vandområder. Sigtdybden beregnes af Nielsen et al., (2002) som et gennemsnit for de måneder, hvor ålegræsset vokser (marts til oktober).

$$\text{Dybdegrænse(m)} = 0,339(\pm 0,611) + 0,786(\pm 0,126) * \text{sigtddybde(m)}, (R^2 = 0,606)$$

hvor \pm angiver standardafvigelsen på parametrene i formlen (Nielsen et al 2002). Sigtdybden i området har været relativt konstant og har siden 1995 ligget omkring 6-8 m. Fra 2005-2008 var sigtddybden faldende. Fra 2010-2012 var sigtddybden stigende og var i både 2012 og 2013 over 6 m (Figur 5). I 2012 blev sigtddybden målt på i alt fem stationer til i gennemsnit at være 5,7 m. I 2013 er sigtddybden målt på én station (6100021) til 6,3 m. Antallet af målestationer er faldet væsentligt de senere år, hvilket øger usikkerheden på vurderingen. Placeringen af de enkelte målestationer er vist på Figur 2. Der er fra 2011 målt sigtddybde i Hejls Nor, men DTU Aqua vurderer, at denne sigtddybde ikke er repræsentativ for det øvrige Natura 2000 område, hvor fiskeriet foregår, og data er derfor ikke medtaget.



Figur 5. Den gennemsnitlige sigtdybde i Lillebælt 1989-2013 er beregnet på baggrund af data for sigtdybde i ålegræssets vækstperiode fra marts til oktober.

Da sigtdybden i marts-oktober 2013 blev målt til 6,3 m kan den maksimale dybdeudbredelse for ålegræs i 2013 beregnes til 5,3 m ved at bruge ovenstående model (Tabel 1).

Tabel 1. Estimerede og observerede dybdegrænser for ålegræs i Lillebælt i perioden 2009 - 2013. Sigtdybden er beregnet som gennemsnittet for ålegræssets vækstperiode (marts - oktober, Nielsen et al (2002)).

Potentiel dybdegrænse (m)	2009	2010	2011	2012	2013
Sigtdybde (m) (data NST)	5,6	5,7	5,8	6,2	6,3
Obs. dybdegrænse (m) (NST transekt)	4,6	5,1	5,1	5,1	4,5
Model-estimeret dybdegrænse	4,7	4,8	4,9	5,2	5,3

Der har været rejst en diskussion af anvendeligheden af dybdegrænser estimeret ved hjælp af empiriske relationer som ovennævnte. Relationerne har vist sig kun i begrænset omfang at afspejle forbedrede miljøforhold som følge af reducerede tilførsler af næringssalte (Naturstyrelsen 2011). Således fandt Carstensen & Krause-Jensen (2012) ingen entydig sammenhæng i 20 danske, kystnære områder mellem ændringer i sigtdybde og ændringer i ålegræssets maksimale dybdeudbredelse. Naturstyrelsen har på det seneste konkluderet, at ålegræsværktøjet ikke er anvendeligt til at vurdere reetablering af ålegræs (Naturstyrelsen 2011). De modelberegnete dybdegrænser vil således ikke i sig selv kunne bruges til at forudsige ålegræssets dybdeudbredelse.

5.5 Konsekvensvurdering af fiskeriets påvirkning af ålegræs

Fiskeri på 7-13 m vil ikke være i konflikt med hverken den observerede eller potentielle udbredelse for ålegræs i Lillebælt H96. En dybdegrænse på 7 m er ikke udelukkende baseret på monitoringen i 2013, da der i 2013 ikke er foretaget målinger på de stationer, der tidligere har haft dybest udbredelse af ålegræs. På flere stationer har der i en årrække stabilt været udbredelser på >5 m. En fastholdelse af dybdegrænsen på 7 m, vil derfor sikre, at ålegræsset ikke bliver påvirket af muslingefiskeriet i 2014. Dette skøn er behæftet med betydelig usikkerhed, da datagrundlaget for ålegræs i Lillebælt er meget begrænset.

I forbindelse med fiskeriet vil der ske en resuspension af sediment. Fiskeri i Natura 2000 området i Lillebælt vil maksimalt 6 fartøjer kunne fiske i et produktionsområde samtidig. Der kan lokalt forekomme en forringelse i sigtdybden i området lige omkring fiskeriet. Forringelsen vil være kortvarig og forventes ikke at påvirke ålegræsset i væsentligt omfang. DTU Aqua vurderer, at fiskeriet ikke kan forventes at have en betydelende effekt på sigtdybden i habitatområdet i Lillebælt (H96) i fiskeplanens løbetid.

6 Makroalger

Bentiske makroalger er nøgleorganismer i naturtype 1160 og 1170 i H16.

6.1 Baggrund for konsekvensvurderingens analyse af makroalger

Makroalger er som ålegræs at betragte som nøgleorganismer i et økosystem, fordi de både skaber struktur, og dermed habitat, og kan være føde for højere trofiske niveauer. Fysiologiske, funktionelle og økologiske forskelle mellem makroalgearter er primært relateret til deres størrelse, form og strukturelle kompleksitet (Nielsen et al 2004). Derfor vil forskellige makroalgearter danne forskellige former for habitater med varierende kompleksitet. Som følge af denne forskel mellem makroalger er det blevet foreslået, at disse deles i funktionelle grupper, når deres funktion og forekomst bliver analyseret (Rubal et al 2011, Veiga et al 2012). I tætte forekomster af store oprette brunalger som fx savtang (*Fucus serratus*) er der således fundet en stor biodiversitet af både epifytiske arter (130 arter) og associeret mobil fauna (127 arter) svarende til diversiteten i bede af ålegræs (Frederiksen et al 2005). Tilstedeværelse og diversitet af makroalger varierer med flere forhold herunder tilgængelighed af egnet substrat, fortrinsvis større sten, vanddybde og dermed lysintensitet, salinitet og graden af fysisk stress (Sand-Jensen & Borum 1991, Middelboe et al 1998). Eutrofiering i form af antropogen tilførsel af næringssalte har vist at medføre reduktion i biomasse og diversitet af langsomt voksende makroalger og vil i stedet lede til fremvækst af fytoplankton og opportunistiske, ikke-fastsiddende makroalger (Nielsen et al 2004, Middelboe et al 2000).

En række makroalgearter er karakteriseret ved at være opportunistiske og er typisk enten ikke-fastsiddende, drivende grønalger som søsalat (*Ulva lactuca*) og krølhårstang (*Chaetomorpha linum*), eller epifytiske makroalger, der sætter sig på fx ålegræsblade. Opportunistiske arter er kendetegnet ved højt indhold af næringssalte, høje vækstrater, hurtig omsætning, lave regenerationstider og effektiv lysudnyttelse/lave lyskrav og består næsten udelukkende af aktivt fotosyntetisk væv. Ved rigelige næringsmængder opnår de hurtigt en stor biomasse og kan udskygge de øvrige arter (Valiella 1997, Geertz-Hansen et al 1993, Salomonsen et al 1997, Bergamasco et al 2003, Nielsen et al 2002). I eutrofierede områder som fx Limfjorden vil opportunistiske makroalger derfor have en konkurrencemæssig fordel i sammenligning med fastsiddende, ikke-

opportunistiske arter (se fx Krause-Jensen et al, 2007 for henvisninger). De ikke-fastsiddende opportunistiske makroalgearter kan drive med strømmen og vil ofte blive samlet i områder med relativt strømløse, hvor de kan danne meget tætte forekomster, der udskygger al anden bentisk vegetation og leder til lokale områder med iltsvind i forbindelse med nedbrydning af algeomatterne. Yderligere kan drivende makroalger skabe resuspension og fysisk/mekaniske skader på anden bentisk vegetation som fx ålegræs (Canal-Verges et al 2010, Holmer et al 2010, Valdemarsen et al 2011).

Det er vist, at fjernelse af opportunistiske alger kan medvirke til at reducere tilgængeligheden af næringssalte og forebygge udviklingen af iltsvind (Cuomo et al 1993, Mazé et al 1993, Fletcher 1992). I en del områder bliver der som konsekvens heraf gjort en aktiv indsats for at fjerne disse alger. Det gælder fx i Bretagne, Sverige, Venedig lagunen og Florida (Maze et al 1993, Cuomo et al 1995, Charlier et al 2008). Modsat er ikke-opportunistiske, fastsiddende arter kendetegnet ved høj grad af strukturelt væv, lavere omsætningshastigheder og oplagring af næringssalte i vævet, og de styrker generelt set iltproduktionen i de områder de forekommer og tilbyder 3D strukturer, der kan fungere som habitater.

Flere studier har undersøgt genetableringstiden for makroalger på renskrabede flader (se fx Møhlenberg et al 2008 for henvisninger). Petraitis & Methratta (2006) ryddede et stort antal flader af forskellig størrelse langs en klippekyst ud for Maine, USA og fulgte koloniseringen af fladerne. De fandt, at enten alger, rurer eller muslinger koloniserede fladerne og foreslog derfor, at der findes flere typer af (stabile) samfund, der kan etablere sig på sådanne overflader i lavvandede områder, ligesom det er vist, at genetableringen vil afhænge af sammensætningen af det fjernede makroalgесamfund (Wade 1993). Lignende observationer er gjort i danske farvande. Majland (2005) fulgte algekoloniseringen på en ny ydermole ved Århus Havn. Den nye mole var i kontakt med den gamle mole, som derved kunne fungere som kolonisor af alger til det nye område. Det tog 2-3 år, før der var etableret et samfund af opportunistiske makroalger med spredte flerårige alger. *Laminaria* kom først til efter det 3. år, og på dette tidspunkt udgjorde algebiomassen i gennemsnit ca. 400 g tørstof/m². På den (9 år) gamle mole var algebiomassen væsentligt højere: ca. 1400 g tørvægt m⁻². I modsætning til ydermolen ved Århus Havn blev der på en ny mole ved Grenå Havn ikke observeret algevækst 3-4 år efter, at molen var etableret, og her var molen domineret af rurer (Møhlenberg et al 2008, Karsten Dahl, *pers. com.*). I den vestlige Østersø ud for Rostock, hvor både natursten og fire forskellige kunstige rev elementer blev placeret på 11 m dybde, var der det første år efter etableringen opbygget en biomasse af makroalger på ca. 30 g tørvægt m⁻², mens der efter to år blev målt en biomasse på ca. 100 g tørvægt m⁻² og dækningsgrader mellem 50-90% (Schubert & Schygula, 2006). Samtidigt reduceredes dækningsgraden af epifauna, især blåmuslinger, som dominerede efter det første år. Genetableringen vil givetvis afhænge af graden af forstyrrelse, de fysiske karakteristika af habitatet og sammensætningen af fauna og flora i området (Northeast Region EFHSC 2002). Tab af strukturerende elementer vil imidlertid medføre en langsommere genetablering (Watling & Norse 1998). Dertil kommer, at hvis rodfæstet vegetation og fler-årige alger forsvinder, kan der ske et systemskifte i retning af opportunistiske arter.

På baggrund af det eksisterende datamateriale vurderer DTU Aqua, at det tager ca. 5 år at genopbygge en høj permanent biomasse af makroalger på større vanddybde, hvor lysforholdene ikke er optimale. Makroalgerne er desuden i konkurrence om substratet med blåmuslinger, rurer og det er derfor ikke givet, at substratet i sidste ende bliver koloniseret af makroalger. Fjernelse af substrat vil permanent forhindre genetableringen.

6.2 *Potentielle effekter af fiskeri på makroalger*

Effekter af fiskeri med muslingeskraber på makroalgesamfundene vil være af samme karakter som effekter på ålegræs og kan som for ålegræs deles op i direkte og indirekte effekter. Nedenfor er der primært fokus på de effekter, der er specifikke for makroalgerne.

Direkte effekter: De direkte effekter kan yderligere deles i to: tab af biomasse af makroalger ved bortskrabning eller tab af substrat og dermed levested. Muslingeskrab i områder med makroalger medfører bifangst og afskrabning af makroalgerne. Muslingeskrab på eksisterende bestande af makroalger reducerer derfor bestandens tæthed og fjerner som minimum dele af bestanden. Hele bestanden kan fjernes i det skrabede område, specielt i områder med spredt, tynd makroalgebevoksning, og hvis samme område skrabs gentagende gange. Et fiskeri på tætte eller større forekomster af makroalger er imidlertid ikke sandsynligt, da disse primært findes på større sten og sammenhængende stenrev. I disse områder foregår der af flere årsager ikke fiskeri efter muslinger, bl.a. fordi der her er meget få muslinger og redskaberne ikke kan fiske i stenede områder.

Ved muslingeskrab fjernes fast substrat i form af sten og skaller (Afsnit 10.9). Tab af substrat kan være permanent, hvis det fx drejer sig om større sten, men kan også være midlertidigt, hvis det drejer sig om biogene substrater som muslingeskraller. Makroalger er afhængige af forekomsten af fast substrat, idet makroalger kun fasthæfter sig på fast underlag. Fjernelse af faste substrater indenfor dybder, der har lys nok til at understøtte makroalger, vil derfor potentielt reducere mængden af bundvegetation. Den kvantitative betydning heraf kan ikke vurderes uden opgørelse af den relative forekomst af faste substrater. Sammensætningen af det faste substrat har imidlertid betydning for makroalgesamfundene. Det er således vist, at makroalger fæstnet til mindre sten eller skaller kan bringes i drift, når algerne når en given størrelse, og drive enten ind i ålegræsbede, hvor de gør skade på ålegræsbestanden eller ud på dybere vand, hvor algerne potentielt kan blive lysbegrænsede (Canal-Vergés et al 2010). Fiskeriet vil bruge stenriste, der bortsorterer sten >25 cm i diameter.

Fjernelse af dele af den flerårige, fastsiddende makroalgebestanden kan potentielt give hurtigt voksende makroalgearter (herunder opportunistiske arter) og mikroalger en konkurrencemæssig fordel, og dermed medføre et mere ustabilt økosystem.

DTU Aqua vurderer, at ikke-fastsiddende, enårige opportunistiske arter som søsalat og krølhårstang kun i mindre grad vil blive påvirket af fiskeri. Disse arter bliver ikke på tilsvarende vis som for de fastsiddende fjernet ved fiskeri og har en betydeligt lavere genetableringstid, der gør det muligt indenfor ganske få uger at genetablere en evt. påvirket bestand.

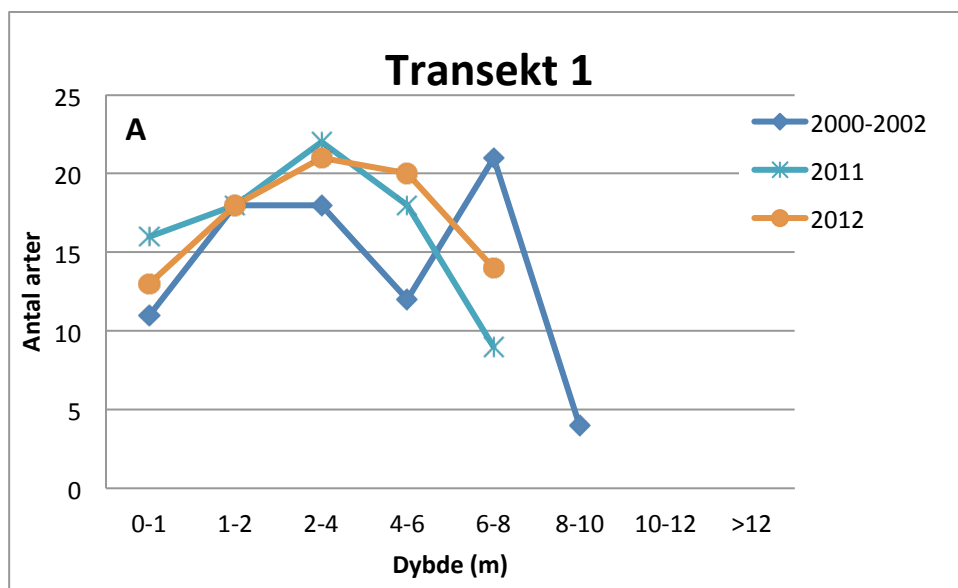
Indirekte effekter: Makroalgerne udbredelse og vækst er afhængig af mængden af lys, der når bunden. Dermed er sigtddybde en vigtig parameter for udviklingen af makroalgesamfund. Muslingeskrab medfører resuspension, og kan dermed lokalt reducere lysgennemtrængningen og reducere makroalgerne vækstbetingelser. Derudover er der potentiel risiko for, at det resuspenderede materiale kan sedimentere på makroalgerne, hvilket er vist kan have negative effekter på sukkertang (Lyngby & Mortensen 1996).

6.3 *Makroalgerne nuværende udbredelse*

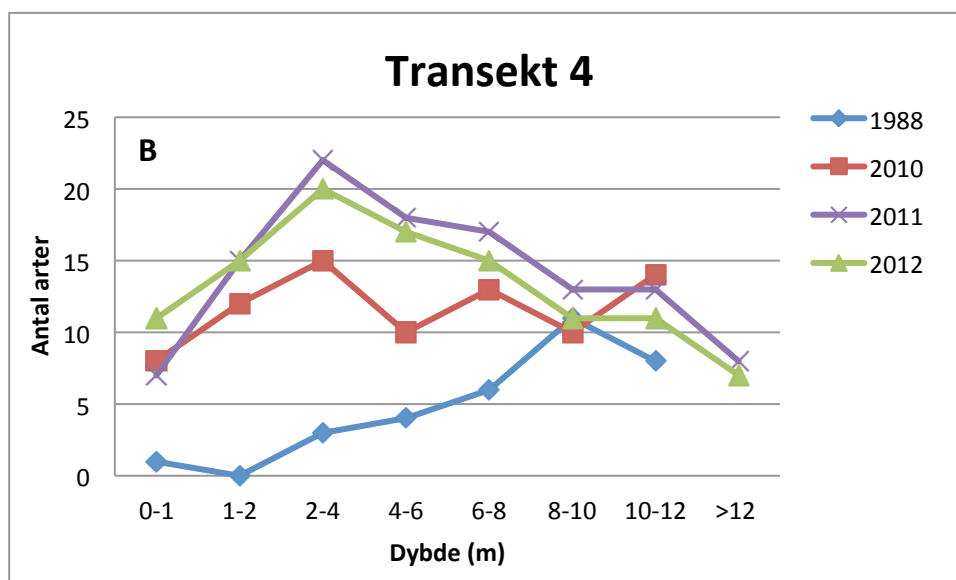
Det har ikke været muligt at få data for makroalger for 2013, hvorfor de nyeste data er fra 2012. Det har været muligt at indsamle data omkring makroalgers maksimale dybdeudbredelse fra to forskellige områder (transekt 1 og 4) i Natura 2000 området tilbage fra 1988, og derefter igen fra 2000-2002, 2010, 2011 og

2012. NOVANA overvågningen registrerer ikke de maksimale dybdeudbredelser, men kun ud til den dybde hvor det hårde substrat udgør >15 %, også selvom der stadig er en dækningsgrad af makroalger på 100%. De observerede dybder kan derfor ikke forventes at repræsentere de maksimale dybdeudbredelser.

På transekt 1 monitorer Naturstyrelsen makroalger ud til ca. 7 m, og Figur 6A viser et tydeligt fald i antallet af fundne arter i områderne over 6 m. På transekt 4 monitoreres der makroalger ud til ca. 14 m dybde. Den maksimale dybdeudbredelse for makroalger findes derfor på >14 m dybde i Natura 2000 området i 2012 (Figur 6B).



Figur 6. Antal arter fordelt på dybdeintervaller på A) transekt 1 fra 2000-2002, 2011 og 2012 og B) transekt 4 fra 1988, 2010, 2011 og 2012. Data fra DMU og Naturstyrelsen Ribe.



Endvidere er der tidligere i forbindelse med DTU Aqua's overvågning af blåmuslingebestande i Lillebælt fundet makroalger på 15 ud af 76 stationer på dybder mellem 3-14 m (Dolmer et al 2013).

6.4 Makroalgernes estimerede dybdegrænse

Makroalgerne er begrænset af lys- og substratforhold. Den potentielle dybdegrænse for makroalger i Lillebælt kan beregnes ud fra analyser af forholdet mellem makroalgernes dybdegrænse og sigtedybden (*Tabel 2*).

En empirisk analyse udarbejdet på baggrund af et meget stort datamateriale fra hovedsageligt fjorde og andre lukkede vandområder har vist en sammenhæng mellem sigtedybde og dybdegrænse for makroalger (Nielsen et al 2002):

$$\text{Dybdegrænse}(\text{andre alger, m}) = -1,1(\pm 1,01) + 1,568(\pm 0,216) * \text{sigtedybde(m)}, (R^2 = 0,638)$$

$$\text{Dybdegrænse}(\text{brunalger, m}) = -1,252(\pm 1,353) + 1,427(\pm 0,133) * \text{sigtedybde(m)}, (R^2 = 0,584)$$

hvor (\pm angiver standardafvigelsen på parametrene). Som følge af forskellige lyskrav hos forskellige makroalgearter er der lavet ligninger for flere funktionelle grupper (Nielsen et al 2002). I denne analyse har vi valgt at bruge modellen for brunalger til beskrivelse for alle ikke-opportunistiske arter og modellen for ”andre alger” til at beskrive de opportunistiske arters udbredelse som funktion af sigtedybde. Ved en sigtedybde i 2013 i marts-oktober på 6,3 m kan dybdegrænsen for brunalger estimeres til at være 7,7 m og for andre makroalger til at være 8,7 m, hvilket er lavere end den observerede udbredelse i 2012 (>14 m).

Dybdegrænsen for makroalger vil afhænge af lyset og det er for forskellige arter beregnet, hvor stor en del af overfladelyset, der skal være tilgængeligt. Lysets gennemtrængning i vandsøjlen vil imidlertid afhænge af mange forskellige forhold, som vinklen på indstrålingen og vandsøjens sammensætning. Sigtdybde er et groft mål for lysgennemtrængning i vand og sigtedybden er antaget at svare til den dybde, hvor 10 % af overfladeindstrålingen er tilbage. Det er muligt for visse makroalgearter at overleve ved meget lave lysintensiteter svarende til $<0,01$ % af overfladelyset (Markager & Sand-Jensen 1992).

Tabel 2. Potentielle og observerede dybdegrænser for makroalger i Lillebælt. Sigtdybden er beregnet som et gennemsnit for ålegræssets vækstperiode (marts – oktober, Nielsen et al 2002). Den potentielle, maksimale dybdegrænse for makroalger i Lillebælt er beregnet for brunalger og andre algearter efter Nielsen et al (2002).

Potentiel dybdegrænse	2009	2010	2011	2012	2013
Sigtedybden (m)	5,6	5,7	5,8	6,2	6,3
Observeret dybdegrænse (m)	Ingen data	>14	>14	>14	>14
Estimeret dybdegrænse brunalger (m)	6,7	6,9	7,0	7,6	7,7
Estimeret dybdegrænse andre (m)	7,7	7,8	8,0	8,6	8,7

6.5 Konsekvensvurdering af fiskeriets påvirkning af makroalger

Et fiskeri som foreslået i Fiskeplanen vil potentielt overlappe med makroalgernes udbredelse og dermed kan der potentielt forekomme en effekt på disses forekomst i Lillebælt. Fiskeriet vil foregå på vanddybder ≥ 7 m og den største forekomst af makroalger i bæltet er på lavere vanddybder, men der er observeret forekomster

på 12-14 m og det er sandsynligt, at der vil være forekomst af makroalger på vanddybder >14 m. Generelt er det vist, at dækningsgraden aftager med vanddybden, men et fiskeri vil påvirke makroalgerne. DTU Aqua vurderer således, at et fiskeri med muslingeskraber på vanddybder ≥ 7 m vil påvirke makroalger i Lillebælt. Muslingeskrab kan derudover gennem fjernelse af fast substrat begrænse makroalgernes potentielle udbredelse. Dette gælder især for fjernelse af større sten, der kan danne substrat for en flerårig bevoksning af også store makroalge-arter.

Da makroalgerne i Lillebælt teoretisk ikke er lysbegrænsede i deres udbredelse indenfor Fiskeplanens område, vurderer DTU Aqua, at resuspension i forbindelse med det beskrevne fiskeri ikke vil have en betydende effekt på makroalgernes udbredelse, hvis antallet af både ikke overstiger 6 i hvert fiskeområde.

7 Blåmuslinger

Blåmuslinger er en central organisme for naturtyperne 1110 og 1160.

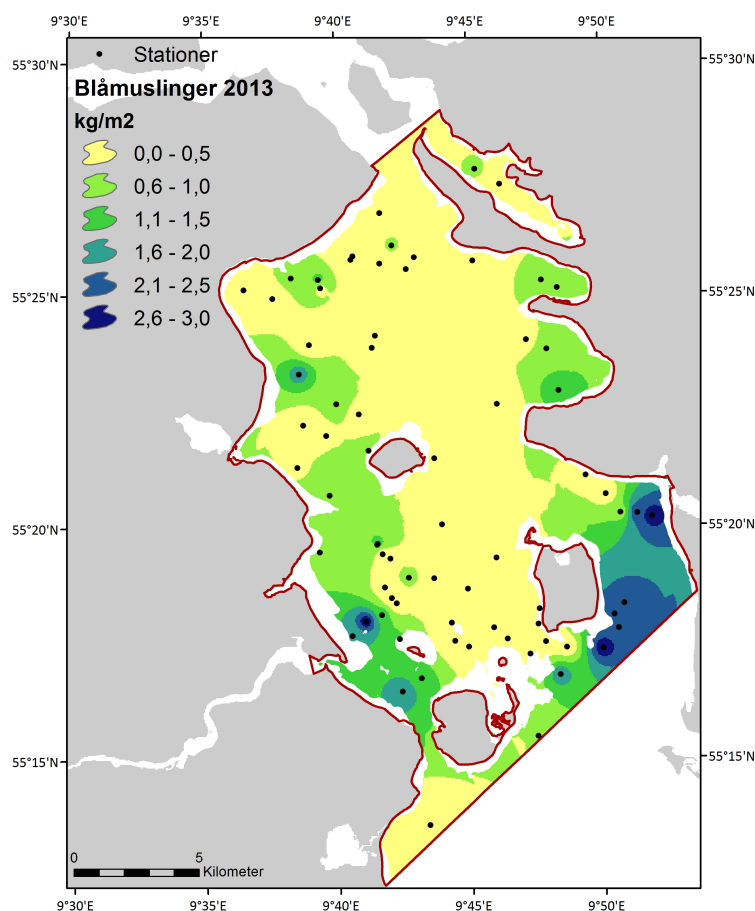
7.1 Baggrund for konsekvensvurderingens analyse af blåmuslinger

Blåmuslinger er som ålegræs og makroalger en nøglekomponent i kystnære økosystemer fordi de både skaber struktur og påvirker stofomsætningen. Således udviser blåmuslinger aggregerende adfærd, og vil selv ved lave tætheder klumpe sig sammen og være bankedannede. Blåmuslingebanker vil fungere som habitat for epibentiske organismer herunder en række fastsiddende dyr og planter. Der er således en omfattende litteratur, der beskriver banker af blåmuslinger som habitater (se fx Svane & Setyobudiandi 1996). I Appendiks 1 i "Marine Habitat definition" (se Bilag 5) udgør muslingebanker derfor, så længe de kan adskilles topografisk fra andre bundstrukturer, biogene rev under naturtype 1170 Rev. Der er ikke udpeget biogene rev i Lillebælt, men på nationalt plan, er der en proces i gang med at udpege biogene rev som en del af naturtype 1170.

Udover at være habitatdannende har blåmuslinger stor betydning for lavvandede kystnære økosystemer gennem deres store filtreringspotentiale. Således har Petersen (2008b) vist en positiv sammenhæng mellem forekomsten af blåmuslinger og sigtddybde i en række bredninger i Limfjorden. Lignende sammenhænge mellem store forekomster af filtrerende bunddyr og enten koncentrationen af planteplankton eller andre mål for vandets klarhed er vist for andre områder (Petersen et al 2008). Muslinger kan således kraftigt påvirke strømme af materiale og energi i disse områder.

7.2 Undersøgelser af blåmuslingebestanden i Lillebælt

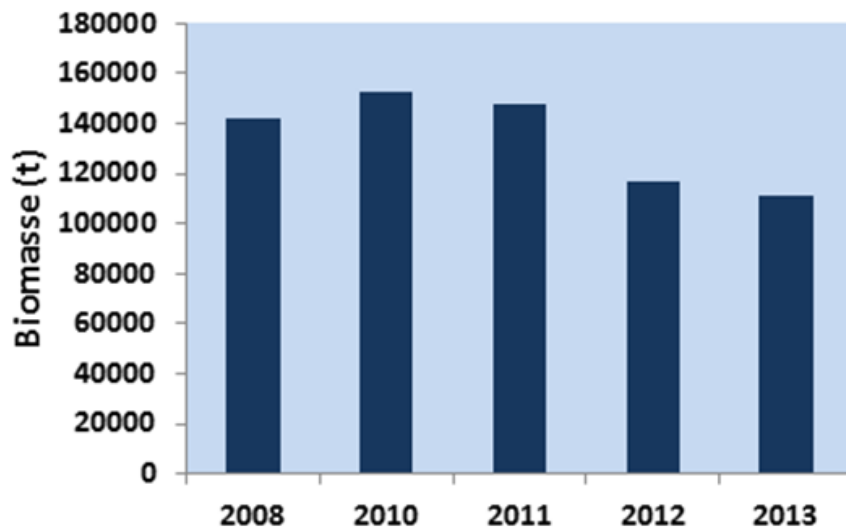
DTU Aqua har estimeret blåmuslingebestanden i Lillebælt i 2008, 2010, 2011, 2012 og 2013. Undersøgelserne er gennemført i oktober-december måned med DTU's standardmetoder. DTU Aquas monitoring omfatter ikke områder med vanddybder <3 m eller vanddybder >15 m.



Figur 7. Udbredelseskort, der viser fordelingen og tætheden af blåmuslinger på vandybder større end 3 m i Natura 2000 området i Lillebælt i november 2013.

På baggrund af bestandsundersøgelsen i november 2013 kan den samlede biomasse af blåmuslinger i Lillebælt på vanddybder fra 3-15 m ud fra en interpolation af biomassefordelingen vist i figur 7 beregnes til 111.000 t. Derudover er der en bestand af blåmuslinger på lavere (<3m) og dybere (>15m) vanddybde, der ikke er medregnet.

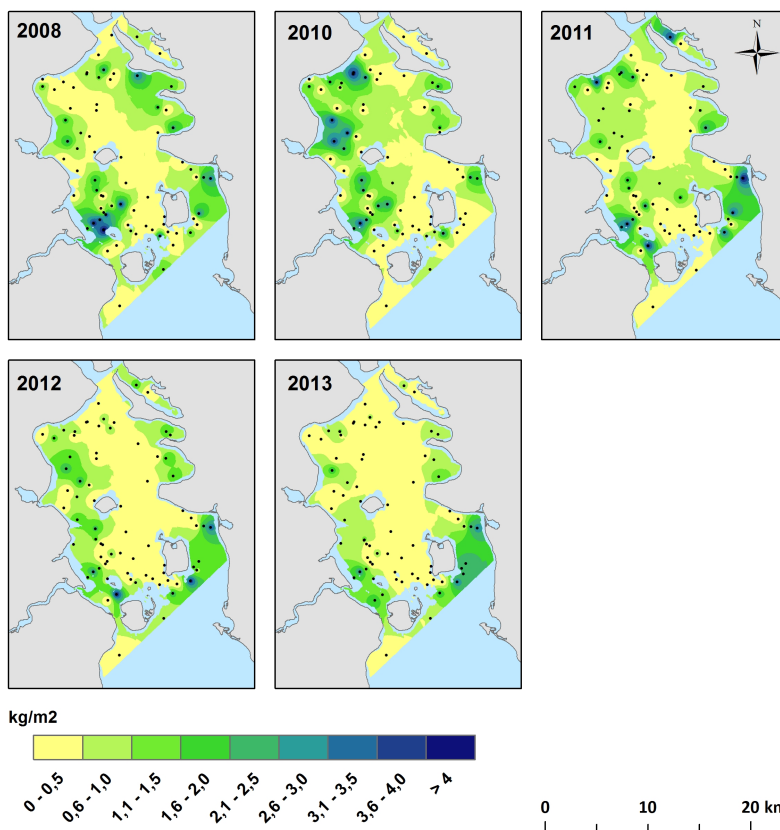
Biomassen i 2013 er svagt faldende (5%) i forhold til 2012, hvor der blev estimeret en biomasse på 117.000 t. Generelt har bestanden af blåmuslinger i Lillebælt udvist en faldende tendens siden 2010 (Figur 8). Det skal bemærkes, at biomasseberegningerne for de tidligere år er korrigeret i forhold til beregninger fra tidligere konsekvensvurderinger som følge af forbedrede beregningsmetoder, samt at bestandsundersøgelsen i 2008 er gennemført som en stratificeret undersøgelse, hvor områder med høj biomassetæthed er samlet mere intensivt. Biomassen er i 2010-2013 beregnet ud fra de samme stationer, men under antagelse af, at biomassen er tilfældigt fordelt på alle stationer i det undersøgte område.



Figur 8. Bestandsudviklingen i Lillebælt (H96) i 2008 og 2010-2013. Bestandsundersøgelserne er foretaget af DTU Aqua.

Den estimerede udbredelsen af blåmuslingebiomassen i habitatområde H96 i 2008, 2010-2013 er vist på Figur 9.

Biomassen af muslinger i områder med tætheder på $>1,5 \text{ kg m}^{-2}$ var i 2013 på $2,3 \text{ kg m}^{-2}$ og denne værdi er brugt i beregningerne af arealpåvirkning af muslingefiskeriet.

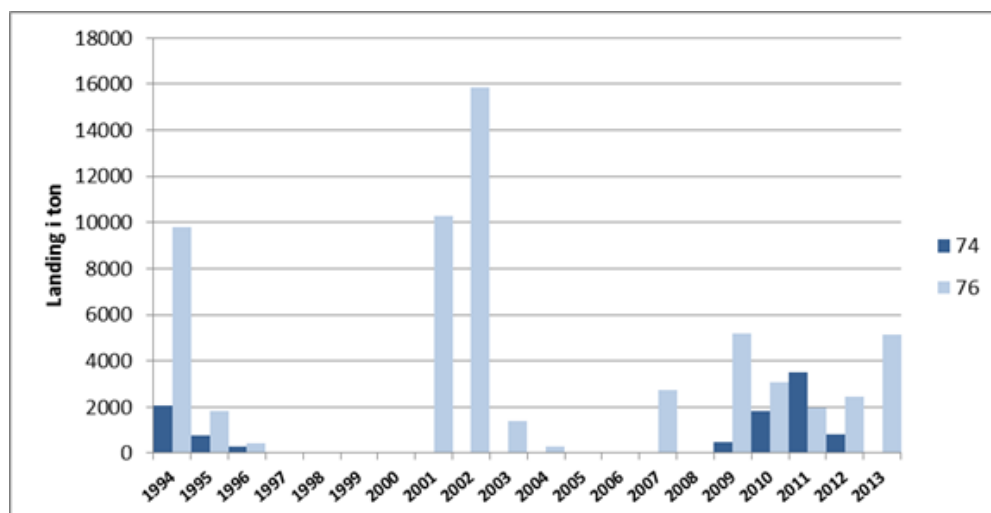


Figur 9. Udbredelsen af blåmuslinger i Lillebælt i perioden 2008 og 2010-2013 på dybder $>3 \text{ m}$

7.3 Fiskeri i Lillebælt i perioden 1994-2013

Fiskeriet af blåmuslinger i Lillebælt (Produktionsområde 74-76) har i perioden 1994-2013 ligget på mellem 0 og 15.951 t (Figur 10). I 6 ud af de 18 år er der ikke blevet fisket blåmuslinger i området.

Fiskeri efter blåmuslinger i Lillebælt udgør 10-20% af det samlede blåmuslingefiskeri i Danmark. Der er i løbet af de sidste år intet landet i 2008 og mellem 3.200-5.600 t i perioden 2009-2012. I 2013 blev der landet 5.181 t (primo december) i Lillebælt (Landingsstatistik fra NaturErhvervstyrelsen).



Figur 10. Landinger af blåmuslinger i Lillebælt i produktionsområderne 74 og 76 i perioden 1994 - 2013

7.4 Konsekvensvurdering af fiskeriets påvirkning af blåmuslinger

Muslingebestanden i områder på vanddybde >3 m er i H96 i 2013 estimeret til at være 111.000 ton. Muslingebestanden har været faldende de senere år. Muslingernes produktionsbetingelser vil bl.a. blive påvirket af fødegrundlag, prædation, fiskeri samt iltvind. Derudover vil ændringer i rekruttering, vækst og dødelighed have en stor effekt på blåmuslingernes populationsdynamik.

Et fiskeri på 8.000 t vil fjerne 7% af den totale muslingebestand >3 m i 2013. Det vurderes, at det ønskede fiskeri ikke vil medføre en betydende påvirkning af bestanden af blåmuslinger i Natura 2000 området (H96) i Lillebælt.

8 Bundfauna

Bundfauna er et centralt element i habitattyper for naturtype 1110, 1160 og 1170 i H96.

8.1 Baggrund for konsekvensvurderingens analyse af bundfauna

Brugen af skrabende redskaber som f.eks. en muslingeskraber, har en effekt på havbundens biologiske og fysiske/kemiske struktur (Jennings og Kaiser 1998). Hvor stort omfanget af den pågældende effekt er, afhænger af hvilke andre faktorer, herunder vind, strøm, bundforhold m.v. der påvirker et givent område. Således kan effekten være særdeles betydelig i et område, der er præget af f.eks. roligt vand og begrænset strøm, mens effekten kan være ubetydelig i områder, der i forvejen har en høj grad af forstyrrelse. DTU Aqua har gennemført en række undersøgelser af fiskeriets effekt på bundfauna i Limfjorden, og de vil sammen med udenlandske undersøgelser danne grundlag for nærværende vurdering.

8.2 Potentielle effekter af fiskeri på bundfauna

I vurderingen af den effekt de skrabende redskaber har på bundfaunaen er gendannelsestiden en vigtig parameter. Ved fiskeri med muslingeskraber påvirkes de øverste 0,2 - 2,0 cm af havbunden (Dyckjær et al 1995). Habitatets gendannelsestid er afgørende for varigheden af effekten af menneskelig aktivitet. Bundfaunaens gendannelsestid er en vigtig parameter i vurderingen af miljøeffekter i forbindelse med sedimentforstyrrende aktiviteter. Fra studier af råstofindvinding vides, at gendannelsestiden for forskellige bundtyper varierer meget (Newell et al 1998) (Tabel 3). Ved råstofindvinding vil havbunden dog påvirkes i større dybde og effekterne vil derfor være større i forhold til ved muslingefiskeri. Faunaen på estuarine mudderflader gendannes på omkring seks måneder, på en mudret kystbund er faunaen 1-2 år om at blive genetableret, og for mere stabile habitater øges gendannelsestiden betydeligt. Gendannelsestider på op til 10 år er rapporteret for faunaen på skalsandbund. Gendannelsestiden vil være afhængig af bundfaunaens sammensætning.

Tabel 3. Gendannelsestider af bundfauna efter sedimentudvinding i forskellige habitattyper (Newell et al 1998).

Lokalitet	Habitattype	Gendannelsestid
James River, Virginia, USA	Mudder og silt	± 3 uger
Coss Bay, Oregon, USA	Mudder (forstyrret)	4 uger
Gulf of Cagliari, Sardinien, Italien	Mudder	6 måneder
Mobile Bay, Alabama, USA	Mudder	6 måneder
Chesapeake Bay, USA	Sand og mudder	18 måneder
Goose Creek, Long Island, NY, USA	Mudderbanke	> 11 måneder
Klaver Bank, Holland	Sand og grus	1-2 år
Dieppe, Frankrig	Sand og grus	> 2 år
Lowestoft, England	Grus	> 2 år
Hollandske kystområder	Sand	3 år
Tampa Bay, Florida, USA	Østersskaller	6-12 måneder
Boca Ciega Bay, Florida, USA	Skaller og sand	10 år
Beaufort Havet, USA	Sand og grus	12 år
Florida, USA	Koralrev	> 7 år
Hawaii, USA	Koralrev	> 5 år

Undersøgelser fra den sydlige del af Løgstør Bredning i Limfjorden har vist en effekt på bunddyr (infauna og epifauna) ved fiskeri af 3-4 år gamle muslinger (Dolmer et al 2001, Dolmer 2002). Umiddelbart efter fiskeri-

et blev der fundet signifikant færre arter på muslingebankerne sammenlignet med uden for bankerne. Efter 40 dage var denne forskel ikke længere at spore (Dolmer et al 2001). Lige efter fiskeriet med et skrabende redskab steg artsdiversiteten uden for muslingebankerne på det sandede substrat. Efter syv dage var forskellen udlignet (Dolmer et al 2001). Undersøgelserne viser samlet, at fiskeriet påvirker forekomsten af infauna (børsteorme og muslinger), samt en række epifauna organismer (søanemoner, søpindsvin, søpunge og havsvampe). Omvendt ses organismer som hesterejer og slangestjerner i højere tætheder i områder, hvor der er fisket muslinger pga. forbedrede forekomster af føde eller forbedrede bundforhold for disse arter (Dolmer et al 2001).

Ifølge Dolmer (2002) viste undersøgelser i Limfjorden af langtidseffekten af muslingefiskeriet (4 år) en effekt på epifauna vest for Mors, men ikke i Løgstør Bredning. I et andet studie af Hoffmann og Dolmer (2000) kunne der ligeledes ikke ses nogen langtidseffekt af muslingefiskeriet. I disse studier af langtidseffekterne er der set på artssammensætningen i et område, hvor der fiskes muslinger, sammenlignet med artsammensætningen i et naboområde, der er lukket for muslingefiskeri.

For at kunne måle en effekt af fiskeriet skal man kunne adskille effekten fra andre forstyrrelser (Jennings og Kaiser, 1998). I et notat om Vandrammedirektivet vurderer DMU (Petersen 2008a), at effekten af muslingefiskeri varer op til 1-2 år i eutrofierede fjorde. Denne vurdering baseres på undersøgelser i den centrale del af Limfjorden, der ofte er udsat for iltsvind. DMU konkluderer i notat om Vandrammedirektiv (Petersen 2008a) ”Med den nuværende viden er der indikationer på langtidseffekter (>4 år) af fiskeri, om end disse er behæftet med en vis usikkerhed, så det er sandsynligt, at hyppigheder <5 år vil påvirke biodiversiteten og forekomst af følsomme arter i fjordområder”.

Den lette muslingeskraber påvirker ligesom hollænderskraberen bunden. Den lette skraberens mindre fangst af mudder samt redskabets reducerede bundmodstand i forhold til det tidligere anvendte redskab (Eigaard et al 2011) kan indikere, at den lette skraber ikke skraber helt så dybt i bunden. Skraberens effekt på bunden må derfor anses for at svare til den tidligere anvendte hollænderskrabers effekt, som er beskrevet i afsnittet ”Potentielle effekter af fiskeri på ålegræs”.

8.3 Konsekvensvurdering af fiskeriets påvirkning af bundfauna

Muslingefiskeri vil medføre en forringelse af bundfauna, hvor fiskeriet pågår (7-13 m) i naturtyperne 1110 og 1160 i H96, mens der ikke vil foregå muslingefiskeri på naturtype Rev (1170). I H96 vurderes effekten af muslingefiskeri at vare ~ 4 år på naturtype 1110 og 1160. Muslingeskrab inden for bundfaunaens udbredelsesområde vil begrænse bundfaunaen i sin nuværende og potentielle udbredelse.

9 Påvirket areal og kumulative effekter

9.1 Påvirket areal ved gentaget fiskeri (kumulative effekter)

Gentaget fiskeri efter blåmuslinger kan have en kumulativ påvirkning, når fiskeriet udføres år efter år i det samme Natura 2000 område. Formålet med dette afsnit er at vurdere omfanget af den kumulative påvirkning. På baggrund af de faktisk landede mængder fra Lillebælt 2009 til 2013, har det været muligt at estimere,

hvor store arealer der blev påvirket ved gennemførelsen af det tilladte fiskeri. Fiskeriet har i perioden påvirket 1,0-1,6% af den marine del af Natura 2000 området (Tabel 4).

Tabel 4. Arealpåvirkning i forhold til landede mængder i Lillebælt. De landede mængder er baseret på landingsstatistik fra NaturErhvervsstyrelsen. Der er til beregningerne anvendt et areal for habitatområde H96 på 284 km² og en effektivitet af muslingeskraberen på 50%. For 2014 er det den ansøgte mængde, der er udgangspunkt for beregningen.

Fiskerisæson	Mængde ton	Biomasse i fisket område (kg m ⁻²)	Arealpåvirkning	
			km ²	%
2009	5.632	2,7	4,2	1,5
2010	4.874	2,6	3,8	1,3
2011	5.475	2,8	4,0	1,4
2012	3.272	2,3	2,9	1,0
2013	5.181	2,3	4,6	1,6
2014	8.000	2,3	7,1	2,5

I de tidligere afsnit i konsekvensvurderingen er muslingefiskeriets effekt på muslingebestand, forekomst af ålegræs, makroalger og bundfauna undersøgt, og det er angivet hvor lang gendannelsestiden er for de enkelte økosystemkomponenter. Gendannelse af makroalger, blåmuslinger og bundfauna er vurderet til at vare henholdsvis 5, 3 og 4 år og det er disse gendannelsestider, der ligger til grund for beregning af kumulative effekter. Ved en beregning af de kumulative effekter på makroalger skal der som udgangspunkt tages højde for den ikke homogene fordeling. Der foreligger ikke datamateriale for Lillebælt, der kan godtgøre fordelingen af makroalger på en sådan måde, at der kan tages højde for den ikke-homogene fordeling af makroalger. Det er derfor i beregningerne ud fra et forsigtighedsprincip antaget, at makroalger forekommer overalt, hvor der er fiskeri efter muslinger.

Gendannelse af ålegræs kan vare fra 2-100 år afhængig af bundforhold, eksponering mm og er som rettesnor estimeret til at vare >20 år. Ingen af miljødirektiverne har været implementeret i denne periode og forvaltningen har følgelig ikke taget højde for påvirkning af ålegræs. Evt. påvirkning af ålegræsset fra før dette blev en del af forvaltningen er derfor ikke medtaget i vurderingen. Siden 2009 har en faglig vurdering godtgjort, at ålegræsset ikke er blevet påvirket af det tilladte fiskeri. Det er endvidere en helt klar forudsætning i muslingepolitikken, at ålegræs heller ikke i fremtidigt fiskeri må påvirkes negativt. Derfor vil der ikke være kumulative effekter på ålegræsset ved gentaget fiskeri.

På baggrund af biomasse af blåmuslinger, landede mængder og gendannelsestiderne er det muligt at beregne hvor store områder, der vil blive påvirket, eller vil være i en tilstand af gendannelse i forhold til de senere års fiskeri, og det konsekvensvurderede fiskeri i 2014. Arealberegningerne baserer sig endnu ikke på faktiske målinger af fiskeriets arealpåvirkning, men udelukkende på en kombination af skøn over biomassen i de tætte forekomster og den landede mængde. Endvidere er det i fiskeplanen angivet, at fiskeri på bestande tættere

end 1,5 kg m⁻² vil blive tilstræbt, men dette er ikke et ufravigeligt vilkår. Beregninger på skrabespor fremkommet fra fiskeriets obligatoriske logbogsindberetninger i Limfjorden indikerer imidlertid, at fiskeriet rent faktisk foregår på meget tættere bestande, end de data, der bruges til konsekvensvurderingen. Med indførelse af obligatoriske GPS-loggere på bådene vil det blive muligt at beregne den faktiske arealpåvirkning (Afsnit 12). Det har imidlertid af tekniske årsager ikke været muligt at bruge kvalitetssikrede data fra sæsonen 2013 til denne konsekvensvurdering. DTU Aqua forventer, at kvalitetssikrede data vil være tilgængelige for en konsekvensvurdering i fiskerisæsonen 2015.

Ved beregning af påvirket areal af muslingefiskeri antages det, at 50% af muslingerne fjernes ved skrab, og at et areal kun skrabs én gang. Præmisserne for beregningen er således forsigtige og vil under de fleste forhold overestimere den kumulative effekt. De samlede kumulative effekter på økosystemkomponenterne blåmuslinger, makroalger og bundfauna er vist i *Tabel 5*.

Tabel 5. Kumuleret arealpåvirkning i % af totalarealet af den marine del af habitatområde H96. Kumuleret arealpåvirkning for blåmuslinger, makroalger og bundfauna angivet som procentdel af arealet der påvirkes. Til beregningerne er brugt gendannelsestider på hhv. 3, 5 og 4 år. Blåmuslinger, makroalger og bundfauna er antaget påvirket svarende til det skrabede areal. Den estimerede arealpåvirkning for 2014 er beregnet ud fra et fiskeri på 8.000 t blåmuslinger.

	Gendannelsestid (år)	2010 (%)	2011 (%)	2012 (%)	2013 (%)	2014 (%)	Kumuleret (%)
Blåmusling	3			1,0	1,6	2,5	5,1
Makroalger	5	1,3	1,4	1,0	1,6	2,5	7,9
Bundfauna	4		1,4	1,0	1,6	2,5	6,5
Ålegræs	>20	0	0	0	0	0	

Beregningen af de kumulerede effekter er i meget høj grad påvirket af både biomassen af muslinger i de fiske områder og estimatet af påvirkningsgraden for den enkelte økosystemkomponent, og begge elementer er behæftet med en betydelig usikkerhed. DTU Aqua vil med de kvalitetssikrede GPS data få præcise mål for arealpåvirkningen. Påvirkningen af økosystemkomponenterne vil dermed blive mere sikre.

9.2 Iltforhold

Reducerede iltkoncentrationer fx i forbindelse med iltsvind kan påvirke en række af de centrale økosystemkomponenter i muslingepolitikken. Fx er der i Limfjorden i forbindelse med iltsvindshændelser registreret tab af muslinger, der overstiger landingerne fra fiskeriet med en faktor 3-4.

Iltkoncentrationer i Lillebælt er siden 1976 blevet målt af de tidligere amter og nu af Naturstyrelsen på faste stationer. Omfanget af iltsvind i Lillebælt er efterfølgende beregnet ved hjælp af en model (DMU 2010). I Lillebælt er iltsvindshændelser blevet rapporteret for en række områder, dog hovedsageligt udenfor Natura 2000 området. I 2013 er der i Lillebælt målt iltkoncentrationer i perioden juli-november. Der er ikke rappor-

teret iltsvind i Natura 2000 området i Lillebælt i 2013 i denne periode. Der forekom dog kraftigt iltsvind syd for Natura 2000 området i perioden juli-oktober 2013 (Data fra DCE iltsvindsrapporter 2013).

9.3 Konklusion for kumulative effekter

Den kumulative effekt af et gentagende fiskeri i tidligere år, inklusiv den kommende sæsons fiskeri (8000 t) er beregnet for økosystemkomponenterne blåmuslinger, makroalger og bundfauna. I beregningen er gendannelsestiden efter et fiskeri for de tre økosystemkomponenter anvendt til at vurdere, hvor langt tilbage i tiden fiskeriets påvirkning skal kumuleres over. Beregningerne viser, at for ingen af økosystemkomponenterne er der potentiel konflikt med en max. 15% arealpåvirkning.

Ved beregning af påvirket areal af muslingefiskeri antages det, at 50% af muslingerne fjernes ved skrab, og at et areal kun skrabs en gang. Endvidere antages det, at et areal først indgår i fiskeriet igen, når det er gendannet. Præmisserne for beregningen er således forsigtige og vil under de fleste forhold medføre en overestimering af den kumulative effekt.

Forekomst af iltsvind i Lillebælt vurderes ikke at medføre betydende kumulative effekter i forhold til fiskeriet.

10 Andre beskyttelseshensyn

10.1 Muslingeædende fugle

Lillebælt er udpeget som Fuglebeskyttelsesområde (F47) og udpegningsgrundlagene for fugle er angivet i Bilag 2. I udpegningsgrundlag indgår ni marine arter (edderfugl, bjergand, hvinand, sangsvane, havørn, toppet skallesluger, dværgterne, havterne og fjordterne), som potentielt kan blive forstyrret af muslingefiskeri. Tre arter, hvinand, edderfugl og bjergand, er muslingeædende og deres fødegrundlag kan potentielt blive påvirket. Hvinand, edderfugl og bjergand er trækfugle, der fortrinsvis befinder sig i området i vinterperioden.

Hvinanden har et bredt fødevalg, som både omfatter plantedele, insekter, krebsdyr, bløddyr og fisk (Madsen 1954, Jepsen 1976). Andelen af blåmuslinger kan lokalt udgøre op til 60% af fødevalget, når forekomsten af andre fødekilder er begrænset (Pehrsson 1976). Hvinand fouragerer på muslinger med størrelser op til 12 mm (Madsen 1954).

Hvinanden overvintrer i Danmark. Den ankommer i september og især oktober måned, og forlader landet igen i april og maj måned. Fiskeriet af blåmuslinger vil foregå i den samme periode, som ænderne ankommer for at overvintrere. Hvinand søger føde om dagen, hvor arten dykker fra vandoverfladen og tager føde dels på bunden og dels i den mellemste del af vandsøjlen. Ænderne dykker på mellem 1-6 m, sjældent dybere. Hvinændernes dybdefordeling i Lillebælt er ikke undersøgt systematisk, men danske undersøgelser fra omegnen af Nysted Vindmøllepark ved Lolland bekræfter den tidligere beskrivelse (Petersen et al. 2006). Her blev henholdsvis 74,2% og 20,6% af 7.500 hvinænder fordelt på 707 flokke optalt i dybdeintervallerne 0-2 m og 2-4 m. Af de resterende blev 4,7% noteret på dybder mellem 4-8 m, og de resterende 0,5% på dybder mellem 8-22 m (Clausen et al. 2008).

På baggrund af data fra Natura 2000 området i Løgstør har DMU beregnet, den mængde muslinger, der skal være til rådighed for en enkel hvinand. I Lillebælt er bestanden af hvinænder 5000 individer (jf. mål i udpegningsgrundlag) og dermed er den mængde muslinger, der skal være til rådighed ca. 6.950 t blåmuslinger årligt (Clausen et al. 2008). Heri er indregnet, at ikke alle muslinger vil være tilgængelige som føde for hvinanden (Goss-Custard et al. 2004), hvorfor det reelle fødebehov vil være mindre end de 6.950 t blåmuslinger.

Bjergand overvintrer ligesom hvinand i Danmark og har samme tidsmæssige udbredelse. Da bjergand har samme fødepræference som hvinand, og med en fødesammensætning bestående af ca. 60% muslinger (Nilsen 1972) beregnes fødebehovet for bjergand med samme beregningsmetode som for hvinand. Da data fra DMU viser, at bjergand vægtmæssigt er 36% større end hvinand, er bjergands fysiologiske fødebehov beregnet som 1,36 gange hvinands fødebehov. Den mængde muslinger, der skal være til rådighed for bjergand i Natura 2000 området i Lillebælt er ca. 75.600 t blåmuslinger. Heri er medregnet, at ikke alle muslinger er tilgængelige som føde for bjerganden (Goss-Custard et al. 2004). Både hvinand og bjergand fouragerer på mindre blåmuslinger af størrelser på henholdsvis 12-23 mm og <30 mm.

Edderfuglen overvintrer ligesom hvinand og bjergand i Danmark. Edderfuglen er den største af de danske dykænder, og også den bedste dykker (Madsen 1954), og kan dykke ned til 20 m, men dykker dog oftest på lavt vand (<10 m). Edderfugl lever overvejende af blåmuslinger, søpindsvin og snegle, men æder også krebsdyr, pighuder, små fisk og orme (dof.dk). Edderfugl er rapporteret til at kunne fouragere på muslinger af størrelser fra 0-80 mm, men med en præference for muslinger med en størrelse på ca. 30-40 mm i Kattegat (Madsen, 1954). Undersøgelser i Vadehavet har endvidere vist, at edderfugl foretrækker muslinger større end 30 mm (Nehls et al 1997, Laursen og Clausen, 2008). Fødebehovet for edderfugl i Natura 2000 området i Lillebælt er ca. 25.200 t blåmuslinger, og ligeledes er der heri medregnet, at ikke alle muslingerne vil være tilgængelige som føde for edderfuglene.

Tabel 6. Måltal for antal individer (Miljøministeriet, 2011), muslingemængde og byttestørrelse.

Fugleart	Måltal (antal individer)	Muslingemængde (ton)	Byttestørrelse muslinger (mm)
Edderfugl	40 000	25 200	<80
Bjergand	40 000	75 600	<30
Hvinand	5 000	6 950	12-23

Det totale maksimale teoretiske fødebehov for alle tre arter er derfor 107.750 t blåmuslinger. I estimatet på 107.750 t indgår fødebehovet for alle tre fugleart kumulativt, selvom fuglene har delvist forskellige størrelsespræferencer for muslinger. Det er således tidligere antaget (Dolmer et al 2013) på baggrund af ekspertudtalelser fra DMU, at edderfuglenes fødebehov vil kunne blive dækket af den mængde muslinger, der er afsat til dækning af bjergands og hvinands teoretiske fødebehov. Det kan således antages, at det reelle behov for blåmuslinger som en del af fødegrundlaget er væsentligt mindre end de 107.750 t estimeret, men den fulde mængde er udtryk for en formel summering af alle fuglearters behov.

10.2 Påvirkning af fødegrundlag for fiskeædende fugle

Fødegrundlag for de fiskeædende fuglearter, der indgår i udpegningsgrundlaget (havørn, toppet skallesluger, dværg-, hav- og fjordterne) kan blive påvirket af muslingefiskeri hvis naturtyperne, der indgår i Natura 2000 forringes i forhold til at producere og holde en bestand af mindre fiskearter. Der er observeret en meget begrænset bifangst af større fladfisk i forbindelse med blåmuslingefiskeriet, og der er ikke observeret bifangst af mindre pelagiske eller bundlevende fiskearter. Derfor vurderer DTU Aqua, at blåmuslingefiskeri ikke direkte vil påvirke fødegrundlaget for fiskeædende fugle i F47. Blåmuslingefiskeriet kan lokalt påvirke havbunden og fødegrundlaget for de fisk, der søger føde her eller lever på eller i havbunden. Muslingefiskeriet vil foregå på et begrænset areal fordelt på flere måneder. DTU Aqua forventer ikke, at muslingefiskeriet vil have en betydende effekt på de fiskeædende fuglearters fødegrundlag i Lillebælt.

10.3 Påvirkning af fødegrundlag for planteædende fugle

Ålegræs udgør en vigtig del af planteædende fugles fødegrundlag. Forekomster af ålegræs vil ikke blive påvirket af muslingefiskeri (Afsnit 5.5). Fiskeriet vil foregå på dybder ≥ 7 m, og da sangsvanen søger føde på 0-2 meter, vil fiskeriet ikke være i konflikt med fødegrundlaget for denne art.

10.4 Forstyrrelse af fugle

Natura 2000 planen angiver i trusselsvurderingen næringssalte, forstyrrelse fra færdsel og rekreative aktiviteter samt fiskeri med bundslæbende redskaber, som de væsentligste årsager til negativ påvirkning af fuglene i udpegningsgrundlaget. For hvinand er forstyrrelsen kritisk i perioden for fældning. Det er i Fiskeplanen (

Bilag 3) ikke angivet, hvor mange fartøjer der maksimalt vil forekomme i samme område af gangen, men der er udstedt seks licenser på østkysten, hvilket derfor vil være det maksimale antal. Under fiskeri sejles der med en hastighed på 3-4 knob. Fiskeriets forstyrrelse vil således være af en anden karakter end f.eks. forstyrrelse af hurtigt sejlende surfere og speedbåde. DTU vurderer, at et fiskeri med seks fartøjer i samme produktionsområde ikke vil virke forstyrrende på nogle af de udpegende arter.

10.5 Kumulative effekter på fugle

Muslingefiskeri vil ikke bidrage til en nedgang i bestanden af de enkelte arter i udpegningsgrundlaget, men kan sammen med jagtaktiviteter og den øvrige tætte skibstrafik i Lillebælt have en kumulativ effekt i forhold til forstyrrelse. Bidraget fra muslingefiskeriet vurderes dog at være uden betydning.

10.6 Konklusion vedrørende beskyttede fuglearter

DTU Aqua har estimeret bestanden af blåmuslinger på vanddybder mellem 3-15 m til at være 111.000 t. Det teoretiske maksimale fødebehov for de muslingeædende arter hvinand, bjergand og edderfugl er 107.500 t. DTU Aqua vurderer imidlertid ikke, at et muslingefiskeriet på 8.000 t som angivet i fiskeplanen vil påvirke fødegrundlaget for muslingeædende fugle (edderfugl, hvinand, bjergand). Denne vurdering er baseret på, at

der i DTU Aquas opgørelse over bestanden ikke er medtaget forekomst af blåmuslinger på vanddybder <3 m, at fiskeriet fortrinsvis vil foregå på vanddybder større end de muslingeædende arters foretrukne fourageringsdybde og at der i beregningen af fødebehovet både er indregnet en maksimal bestand og et maksimalt fødebehov. Derudover har de tre forskellige muslingeædende arter forskellig størrelsespræferencer af muslinger, og derfor kan de forskellige fuglearter få dækket deres fødebehov indenfor en væsentlig mindre mængde muslinger end det maksimale teoretiske estimerede på 107.750 t.

DTU Aqua vurderer, at fødegrundlaget for de fiskeædende arter (havørn, toppet skallesluger, dværgterne, havterne, fjordterne) ikke direkte vil blive påvirket ved muslingefiskeri. Muslingefiskeriet foregår på et begrænset areal, og derfor forventes det ikke, at muslingefiskeriet vil have en betydende effekt på de fiskeædende fuglearters fødegrundlag i Lillebælt.

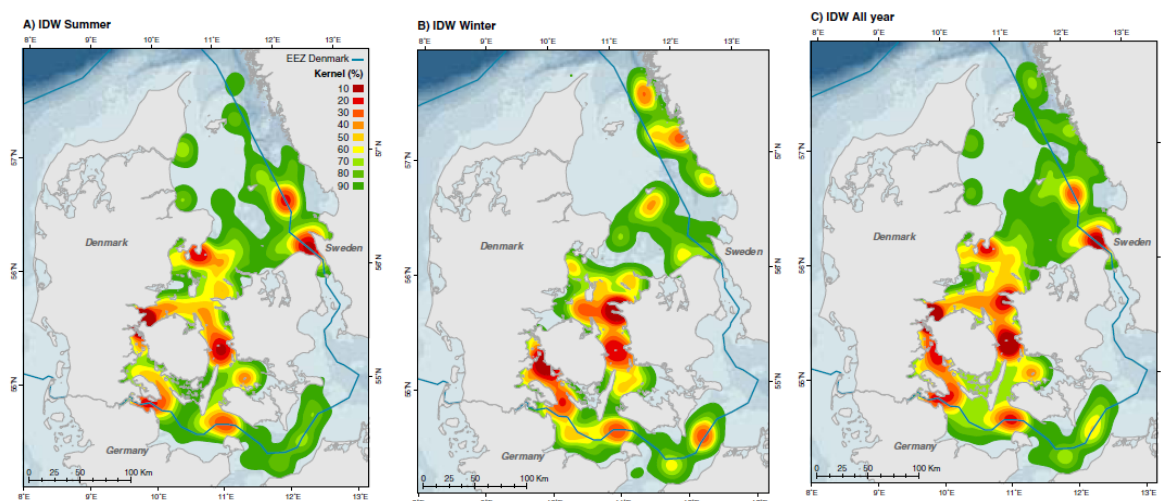
Planteædende fugle (sangsvane) forventes ikke at få forringet deres fødegrundlag, idet ålegræs på vanddybde, hvor disse arter er fødesøgende, ikke vil blive påvirket af muslingefiskeri.

Fiskeriet forventes ikke at kunne medføre forstyrrelse af de beskyttede fugle, idet maksimalt seks fartøjer vil udføre fiskeri i ét produktionsområde samtidigt.

10.7 Marsvin

Habitatdirektivets artikel 12 indfører en streng beskyttelse af en række arter, herunder fisk og pattedyr (bilag IV arter). Særligt beskyttet pattedyr i Lillebælt er marsvin.

Ifølge satellitsporinger fra Danmarks Miljøundersøgelser forekommer der marsvin året rundt i Lillebælt (DMU, 2008). Som det fremgår af Figur 11. forekommer marsvin særligt i den nordlige del af Lillebælt i sommerperioden og den centrale del i vinterperioden. Udbredelsen skal dog evalueres med forbehold, da antallet af mærkede dyr er begrænset i nogle måneder (især om vinteren) og resultaterne er derfor ikke repræsentative for hele bestanden.



Figur 11. Kernel density kort (Densitetskort) over marsvins-områder i indre danske farvande. (IDW= Inner Danish Waters). Data er baseret på 37 marsvin, som er mærket i de indre Danske farvande mellem 1997-2007 (DMU, 2008).

Fiskerieffekter på marsvin er både direkte i form af bifangster og indirekte i form af forstyrrelser eller påvirkning af fødegrundlaget. Bifangster af marsvin i Danmark ses hovedsageligt i garnfiskeriet, og der er ikke registreringer af bifangst af marsvin i muslingefiskeriet. Marsvin kan vise adfærdsforandringer ved tilstedeværelsen af skibstrafik. Dette er påvist i studier, hvor marsvin havde en signifikant roligere adfærd på 1.500 meters afstand af et skib, sammenlignet med deres adfærd inden for 700 meter af skibet (Palka, 1995). De seks fartøjer der fisker muslinger kan således medføre en forstyrrelse af marsvinene lokalt i korte perioder.

Det er ukendt i hvilket omfang muslingefiskeriet påvirker marsvins fødegrundlag i Lillebælt. Data fra strandede og bifangede marsvin i de indre danske farvande fra perioden 1985-2006 viser, at marsvinenes føde har følgende artsfordeling: torsk (47%), hvilling (13%), sild (9%), kutlinger (7%), ålekvabbe (6%), tobis (3%), sperling (1%) og ål (1%) (Andreasen, 2009). Der forventes ingen direkte påvirkning fra muslingefiskeriet, idet bifangst af fisk er meget lille i muslingefiskeriet, men indirekte kan muslingefiskeriet påvirke fødegrundlaget eller habitatet for de fisk, der søger føde på havbunden eller lever på eller i havbunden. Et muslingefiskeri på 8.000 t, kan ved den nuværende biomasse af muslinger i Lillebælt fiskes på et begrænset areal af habitatområdet og disse er normalt fordelt over flere måneder. DTU Aqua vurderer derfor, at et fiskeri på 8.000 t muslinger ikke vil have en betydende effekt på fødegrundlaget for marsvin i Lillebælt (H96).

Skibstrafikken er så tæt i habitatområdet i Lillebælt, at der er overvejende sandsynlighed for at denne forstyrrelse påvirker marsvinenes adfærd. Muslingefiskeriet vil bidrage, men med en meget lille andel af den kumulative forstyrrelse sammenlignet med den øvrige tætte skibstrafik i området.

10.8 Konklusion vedrørende marsvin

Muslingefiskeriet påvirker ikke marsvin direkte, idet der ikke forekommer bifangst af marsvin i muslingefiskeriet. Der forventes ingen direkte påvirkning af muslingefiskeriet på fødegrundlaget, idet bifangst af fisk er lille i muslingefiskeriet, men indirekte kan muslingefiskeriet påvirke fødegrundlaget eller habitatet for de fisk, der søger føde på havbunden eller lever på eller i havbunden. Fødegrundlaget for marsvin i de indre danske farvande består af 79 til 82 % bundlevende fisk. Et muslingefiskeri på 8.000 t, kan ved den nuværende biomasse af muslinger i Lillebælt fiskes på et begrænset areal af habitatområdet og disse er normalt fordelt over flere måneder. DTU Aqua vurderer derfor, at et fiskeri på 8.000 t muslinger ikke vil have en betydende effekt på hverken fødegrundlaget eller bestanden af marsvin i Lillebælt (H96).

Muslingefiskeriet vil bidrage med en lille andel af den kumulative forstyrrelse sammenlignet med den øvrige, tætte skibstrafik i området, idet undersøgelser viser, at marsvinenes adfærd påvirkes af skibe indenfor 700 meters radius.

10.9 Påvirkning af substrat

Naturtypen Rev (1170) er defineret som geologiske strukturer eller biogene strukturer og udgør vigtige hårbundshabitater. Fiskeriet vil ikke foregå i områder udpeget som naturtypen rev (1170). Fiskeriet kan foregå i områder, der ikke er udpeget som naturtypen Rev (1170), og hvor der kan være spredte forekomster af sten. Fjernelse af hårdt substrat, fx mindre sten, kan potentielt reducere et habitatets kompleksitet (Sewell et al. 2007), og dermed kvantitet og kvalitet af levesteder for en række planter og dyr (Hill et al. 1997, Magorrian 1996, Hermesen et al. 2003).

I Fiskeplanen angives det, at fiskerne vil smide større sten ud direkte i forbindelse med fiskeriet samt, at der på muslingeskraberen vil være påmonteret en rist, der frasorterer sten >25 cm. Desuden vil muslingeindustri-erne, der modtager muslinger fra Natura 2000 området i Lillebælt registrere mængden af sten i fangsterne, som det tidligere har været fast praksis. Muslingeindustri-erne har i perioden 2009-2013 registreret landinger af sten i område 74 og 76 i Lillebælt (*Tabel 7*).

Tabel 7. Total mængde (ton) sten landet i forbindelse med blåmuslingefiskeri i område 74 og 76 i Lillebælt i perioden 2009-2013. Opgørelsen for 2013 er foretaget medio januar 2014 (Data er indsamlet af NaturErhvervstyrelsen).

År	2009	2010	2011	2012	2013
Ton	7,5	3,4	2,9	3,4	5,0

Registreringer fra 2013 viser, at omfanget af landinger af sten samlet er 5,0 t i produktionsområde 74 og 76. Fjernelse af sten er en irreversibel påvirkning, der vil reducere udbredelse af makroalger og bunddyr, som lever fasthæftet på stenene eller mere mobilt mellem stenene. Fjernelse af sten reducerer kompleksiteten i naturtyperne.

10.10 Biogene rev

Blåmuslinger har en aggregerende adfærd, og vil selv ved lave tætheder klumpe sig sammen og være bankedannede. I Appendiks 1 i "Marine Habitat definition", se Bilag 5, udgør muslingebanker, der kan adskilles topografisk fra andre bundstrukturer, biogene rev under naturtype rev (1170). Der er ikke kortlagt biogene rev i H96. På grund af en manglende kortlægning er det ikke muligt, at vurdere hvor stor en del af biogene rev i naturtypen 1170, der vil blive påvirket af det ønskede fiskeri. Fiskeriet vil fjerne 7% af bestanden og vil være målrettet tætte forekomster af blåmuslinger. Hvis biogene rev defineres som forholdsvis tætte forekomster af blåmuslinger, vil en forholdsvis større andel af de biogene rev blive påvirket. Hvis de biogene rev defineres som alt fra små til store forekomster af blåmuslinger, vil det ønskede muslingefiskeri kun påvirke en mindre del af naturtypen.

Konkluderende er der ikke kortlagt biogene rev i H96. På grund af en manglende kortlægning er det ikke muligt, at vurdere hvor stor en del af biogene rev i naturtypen 1170, der vil blive påvirket af det planlagte fiskeri.

11 Prøvefiskeri

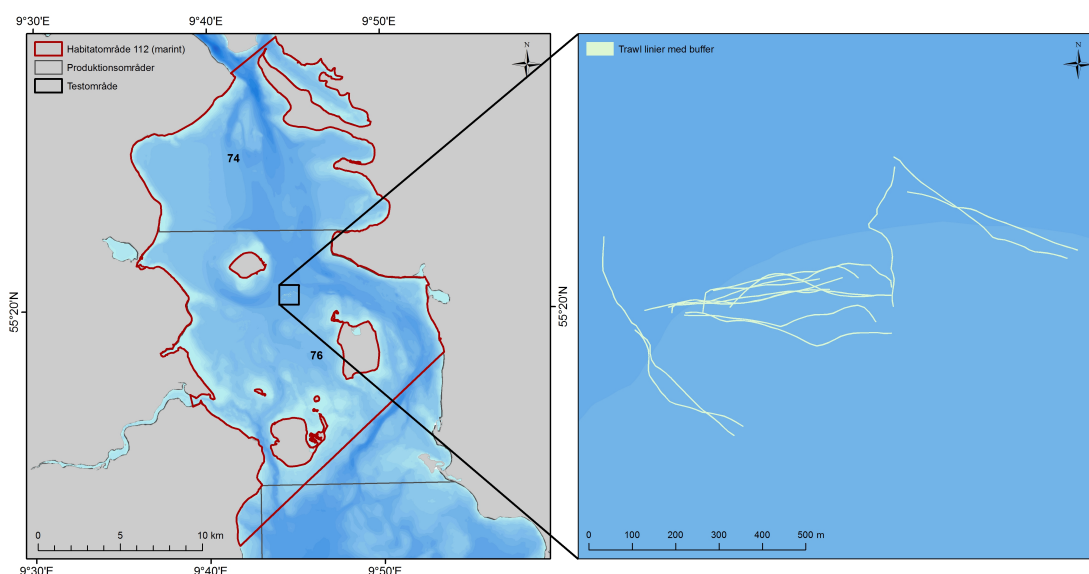
Prøvefiskeri er muslingeskrab hvor muslingerne genudsættes igen umiddelbart efter opfiskningen. Prøvefiskeri bruges i muslingefiskeriet til at vurdere mængden og størrelsessammensætningen af blåmuslingerne på bankerne før selve fiskeriet går i gang. Prøvefiskeri påvirker bunden i samme grad som almindeligt fiskeri og

indgår derfor i den samlede arealmæssige påvirkning af fiskeriet. Prøvefiskeri vil derfor indgå i arealpåvirkningen og vil blive monitoreret som et resultat af montering af GPS-loggere.

12 Black-box data

Fiskeriet vil i hele 2014 have påmonteret automatiske GPS-loggere på bådene, der logger hvert 10. sek. Dette resulterer i endog meget store datamængder, idet loggerne også samler under sejlads til og fra fiskepladserne, og mens fartøjerne ligger i havn. For at vurdere hvilke datapunkter, der er omfattet af faktisk fiskeri og ikke fx sejlads, bliver fiskeriaktiviteter vurderet gennem en analyse af de retningsbestemte bevægelser der registreres i data for skibets spil. Hvis data for spillet indikerer bevægelse i den samme retning (med eller mod uret) i et foruddefineret tidsrum (som standard er dette sat til 30 sek.) bliver dette brugt som en indikation for fiskeri. Denne information anvendes i kombination med den nuværende fiskeristatus for at afgøre, om en fiskeriaktivitet lige er begyndt eller er blevet afsluttet. Fundne fiskeriaktiviteter filtreres baseret på to kriterier. For det første skal fartøjet sejle med en hastighed, der er inden for et foruddefineret interval - som standard er denne hastighed sat til at være mellem 1,5 og 4 knob. For det andet skal fiskeriet have en minimumslængde (fisketid) større end en foruddefineret værdi - som standard er denne sat til 80 sekunder. Hvis et fartøj har to spil, estimeres fiskeri separat for hvert spil. Hvert spils skønnede tidspunkt for fiskeri sammenlignes dernæst med den anden for at give et enkelt sæt af fiskeriaktiviteter. I sidste ende resulterer ovennævnte procedure i en liste over fiskeriaktiviteter, der indeholder start- og stop-tidspunkter. En algoritme, der kan styre automatisk oparbejdning af alle loggede data efter ovennævnte kriterier er udarbejdet, men ikke kvalitetssikret på nuværende tidspunkt.

DTU Aqua har ikke kunnet medtage logger-data fra 2013, da der i 2013 har været anvendt et andet system primært beregnet til kontrolformål. Det anvendte system har ikke været indstillet, så det kunne anvendes til beregning af arealpåvirkning på samme måde, som det nye system vil være i stand til. Ud fra de indsamlede data kan anvendeligheden af det fremtidige systems dog illustreres som vist i figur 12.



Figur 12. Eksempel på skrab genereret ud fra GPS-data i Lillebælt. Kortet til venstre viser placeringen af kortet til højre.

De viste data er en delmængde af et enkelt fartøjs fiskeri for en enkel fiskedag, der har resulteret i 14 definerede skrab (*Figur 12*). Længden af disse træk svinger mellem 311 og 577 m, med et gennemsnit på 430 m. Dette giver et total areal på 18.160 m², men det påvirkede areal er 1.170 m² mindre, da en del af skrabene overlapper, således at der blev skrabet på 16.990 m². Kendes størrelsen af fangsten ved de enkelte træk eller evt. samlet for alle træk, kan gennemsnitlig biomasse af de fiskede muslinger beregnes.

Samlet vil disse data give et betydelig mere præcist billede af fiskeriets arealpåvirkning. Der forestår dog en del udviklingsarbejde, før data kan omsættes til faktiske mål herfor.

13 Referencer

- Andreasen, (2009). Marsvinets (*Phocoena phocoena*) rolle som prædator i danske fravande. Speciale afhandling ved Biologisk Institut, Københavns universitet.
- Barnette MC (2001) A review of the fishing gear utilized within the Southeast Region and their potential impacts on essential fish habitat. NOAA Tech. Memo. NMFS-SEFSC-449: 62 p.
- Bergamasco A, De Nab L, Flindt MR, Amos CL (2003) Interactions and feedbacks among phytobenthos, hydrodynamics, nutrient cycling and sediment transport in estuarine ecosystems. Continental Shelf Research 23: 1715–1741.
- Borum J (1985) Development of epiphytic communities in eelgrass (*Zostera marina*) along nutrient grading in a Danish estuary. Marine Biology 87:211-218
- Burkholder JM, Tomasko DA, Touchette BW(2007) Seagrasses and eutrophication. Journal of experimental biology and ecology. 350:46-72
- Canal-Vergés P, Vendel M, Valdemarsen T, Kristensen E, Flindt MR (2010) Resuspension created by bed-load transport of macroalgae: implications to ecosystem functioning. Hydrobiologia 649:69–76.
- Cardoso PG, Pardal MA, Lillebø AI, Ferreira SM, Raffaelli D, Marques JC (2004) Dynamic changes in seagrass assemblages under eutrophication and implications for recovery. Journal of Experimental Marine Biology and Ecology. 302:233-148.
- Carstensen J, Krause-Jensen D. (2009). Fastlæggelse af miljømål og indsatsbehov ud fra ålegræs i de indre danske farvande. Danmarks Miljøundersøgelser, Aarhus Universitet. Arbejdsrapport fra DMU nr. 256. <http://www.dmu.dk/Pub/AR256.pdf>
- Carstensen J, Krause-Jensen D. (2012). Udvikling i ålegræssets dybdeudbredelse i udvalgte områder. Videnskabelig rapport fra DCE nr. 34.
- Charlier RH, Morand P, Flinkl CW (2013) How Brittany and Florida coasts cope with green tides. International Journal of environmental studies 65:2, 191-208.
- Churchill, AC (1983) Field studies on seed-germination and seedling development in *Zostera marina* L. Aquat. Bot. 16(1):21-29.
- Clausen, P., Laursen, K. og Petersen, K.I. (2008). Muslingebanker versus fugleliv I den vestlige Limfjord. Kapitel i Dolmer, P. et al. Udvikling af kulturbanker til produktion af blåmuslinger i Limfjorden. DTU-Aqua rapport august 2008.
- Cuomo V, Merrill J, Palomba I, Perretti A (1993). Systematic collection of *Ulva* and mariculture of *Porphyra*: biotechnology against eutrophication in the Venice lagoon. International Journal of Environmental Studies 43:2-3
- Cuomo V, Perretti A, Palomba I, Verde A, Cuomo A (1995) Utilisation of *ulva rigida* biomass in the Venice lagoon (Italy): Biotransformation in compost. Journal of applied Phycology 7:479-485

- Dayton PK, Thrush SE, Agardy MT, Hofman RJ (1995) Environmental effects of marine fishing. *Aquat. Conserv. Mar. Freshwat. Ecosyst* 5:205-232.
- Dawes CJ, Andorfer J, Rose C, Uranowski C, Ehringer N (1997) Regrowth of the seagrass *thalassia testidum* into propeller scars. *Aquatic Botany* 58:139-155.
- Dolmer, P. (2002). Mussel dredging: impact on epifauna in Limfjorden, Denmark. *J. Shellfish Res.* 21: 529-537.
- Dolmer, P., Kristensen, T. Christiansen, M.L., Petersen, M.F., Kristensen, P.S. and Hoffmann, E. (2001). Short-term impact of blue mussel dredging (*Mytilus edulis* L.) on a benthic community. *Hydrobiol.* 465: 115-127.
- Dolmer P, Christoffersen M, Geitner K, Larsen F, Dinesen GE, Holm N. (2013). Konsekvensvurdering af fiskeri på blåmuslinger i Lillebælt 2013. DTU Aqua-rapport nr. 261-2013.
- DMU, (2008). High density areas for harbour porpoises in Danish waters. NERI Technical Report No. 657
- DMU (2010). <http://www.dmu.dk/Vand/Havmiljoe/Iltsvind/>
- Duarte CM (2000) Marine biodiversity and ecosystem services. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology* 250:117-131.
- Dyckjær, S.M., J.K. Jensen & E. Hoffmann (1995). Mussel dredging and effects on the marine environment. ICES C.M. 1995/E:13 ref K, 18 s.
- Eigaard OR, Frandsen RP, Andersen B, Jensen KM, Poulsen LK, Tørring D, Bak F, Dolmer P (2011) Udvikling af skånsomt redskab til muslingefiskeri. DTU Aqua Rapport nr. 238-2011.
- Fletcher RL (1992) The 'Green Tide' problem. In Delepine R, Morand P (eds), *Production and Exploitation of Entire Seaweeds. Proceedings of the third COST 48 Sub-Group workshop. Paimpol & Saint-Malo (France).*
- Flindt MR, Pardal MA, Lillebø AI, Martins I, Marques JC (1999) Nutrient cycling and plant dynamics in estuaries: a brief review. *Acta Oecologica* 20 (4), 237–248.
- Frederiksen S, Christie H, Sæthre BA (2005) Species richness in macroalgae and macrofauna assemblages on *Fucus serratus* L. (Phaeophyceae) and *Zostera marina* L. (Angiospermae) in Skagerrak, Norway. *Marine Biology Research*, 1:1, 2-19.
- Fyns Amt (2006). Natura 2000 basisanalyse. Habitatområde H96, EF Fuglebeskyttelsesområde 47 Lillebælt. Natur- og Vandmiljøafdelingen.
- Geertz-Hansen OG, Sand-Jensen K, Hansen DF, Christiansen A (1993) Growth and grazing control of abundance of the marine Macroalga, *Ulva lactuca* L., in a eutrophic Danish estuary. *Aquatic Botany* 46, 101–109.
- Greeve TM, Borum J, Pedersen O (2003) Meristematic oxygen variability in eelgrass (*Zostera marina*). *Limnology and oceanography* 48:210-216.
- Goss-Custard, J.D., Stillman, R.A., West, A.D., Caldow, R.W.G., Triplet, P., le V. dit Durell, S.E.A. & McCrorty, S. (2004). When enough is not enough: shorebirds and shellfishing. – *Proc. Royal Soc. Lond. B.* 271: 233-237.

- Hansen JCR, Reidenbach MA (2012) Wave and tidal driven flows in eelgrass beds and their effect on sediment suspension. *Marine Ecology Progress series*. 448:271-287.
- Harrison PG (1993) Variations in demography of *Zostera marina* and *Z. noltii* on an intertidal gradient. *Aquat. Bot.* 45, 63–77.
- Hermesen, J.M., Collie, J.S. & Valentine, P.C. 2003. Mobile fishing gear reduces benthic megafaunal production on Georges Bank. *Marine Ecology Progress Series* 260:97-108.
- Hill, A.S., Brand, A., Veale, L.O.V. & Hawkins, S.J. 1997. The assessment of the effects of scallop dredging on benthic communities. Contractor: Port Erin Marine Laboratory, University of Liverpool. MAFF Rep no CSA 2332. Feb 97.
- Hoffmann, E.; Dolmer, P. (2000). Effect of closed areas on the distribution of fish and benthos. *ICES J. Mar. Sci.* 57: 1310-1314.
- Holmer M, Wirachwong P, Thomsen MS (2010) Negative effects of stress-resistant drift algae and high temperature on a small ephemeral seagrass species. Conference abstract.
- Hootsmans MJM, Vermaat JE, & Vierssen Wvan (1987) Seed bank development, germination and early seedling survival of two eelgrass species from the Netherlands; *Zostera marina* and *Zostera noltii*. *Aquatic Botany*, 28: 275-285.
- Jennings S, Kaiser M J. (1998). The effects of fishery on marine ecosystems. *Adv Mar Biol* 34: 201-352
- Jepsen, P.U. (1976). Feeding ecology of Goldeye (*Bucephala clangula*) during the wing-moult in Denmark. *Dan. Rev. Game Biol.* 10 (4): 1-23
- Jolley JW (1972) Exploratory fishing for the sunray Venus clam, *Macrocallista nimbosa* in northwest Florida. *Fla. Dep. Nat. Resour. Mar. Res. Lab. Tech. Ser.* 67:42 p.
- Krause-Jensen D, Carstensen J, Dahl K (2007) Total and opportunistic algal cover in relation to environmental variables. *Mar Poll Bull* 55:114-125.
- Krause-Jensen, D., Rasmussen, M. B. (2009). Historisk udbredelse af ålegræs i danske kystområder. Danmarks Miljøundersøgelser, Aarhus Universitet. 38 s. – Faglig rapport fra DMU nr. 755.
<http://www.dmu.dk/Pub/FR755.pdf>
- Laursen, K & Clausen P. (2008). Muslingeædende fugle og blåmuslinger i Vadehavet. Notat fra DMU 7. September 2008.
- Lyngby JE, Mortensen SM (1996) Effects of dredging activities on growth of *Laminaria saccharina*. *Marine Ecology*, 17(1-3):345-354.
- Madsen, F.J. (1954). On the food habits of the diving ducks in Denmark. *Dan. Rev. Game Biol.* 2 (3): 157-266.
- Magorrian, B.H. 1996. The impact of commercial trawling on the benthos of Strangford Lough, Northern Ireland. PhD Thesis, Queens University of Belfast, 218 pp.

- Majland, P. (2005). Succession and algae communities on the eastern breakwater protecting the harbour of Aarhus. Specialerapport, Århus Universitet 1-96.
- Marbá N, Holmer M, Gacia E, Barrón C (2006) Seagrasses: Biology, Ecology and Conservation. Eds: Larkum A. W. D., Orth R. J. and Duarte C. M. Chapter 6
- Markager S, Sand-Jensen K. (1992). Light requirements and depth zonation of marine macroalgae. *Mar Ecol Prog Ser* 88(1):83-92
- Mazé J, Morand P, Potoky P (1993) Stabilization of “green tides” *Ulva* by method of composting with a view to pollution limitation. *Journal of applied phycology* 5:183-190.
- Mercaldo-Allen R, Goldberg R (2011) Review of the ecological effects of dredging in cultivation and harvest of moluscan shellfish. NOAA technical memorandum NMFS-NE-220.
- Middelboe AL, Sand-Jensen K and Krause-Jensen D (1998) Patterns of macroalgal species diversity in Danish estuaries. *Journal of Phycology*, 34: 457–466.
- Middelboe AL, Sand-Jensen K (2000) Long-term changes in macroalgal communities in a Danish estuary. *Phycologia*: May 2000, Vol. 39, No. 3, pp. 245-257.
- Miljøministeriet (2011). Natura 2000-plan 2010-2015. Lillebælt. Natura 2000 område nr. 112. Miljøministeriet, Naturstyrelsen. ISBN nr.: 978-87-7091-295-2.
- Morgan LE, Chuenpagdee R (2003) Shifting gears: Addressing the collateral impacts of fishing methods in US waters. PEW Science Series, Washington, (DC): Island Press: 42 p.
- Møhlenberg F, Andersen JH, Murray C, Christensen PB, Dalsgaard T, Fossing D, Krause-Jensen D (2008). Stenrev i Limfjorden fra naturgenopretning til supplerende virkemiddel . By- og Landskabsstyrelsen og Skov- og Naturstyrelsen. Faglig rapport, 16. september 2008.
- Naturstyrelsen (2011) Ålegræsværktøjet i vandplanerne. Arbejdspapir fra Miljøministeriets og Fødevareministeriets arbejdsgruppe om ålegræsværktøjet
- Nehls G, Hertzler I, Scheiffarth (1997) Stable mussel *Mytilus edulis* beds in the Wadden Sea – They’re just for birds. *Helgo Meeresunters.* 51:361-372.
- Newell, R. C., Seiderer, L. J., and Hitchcock, D. R. 1998. The impact of dredging work in coastal waters: a review of the sensitivity to disturbance and subsequent recovery of biological resources on the sea bed. *Oceanography and Marine Biology: An Annual Review*, 36: 127–178.
- Nielsen SL, Sand-Jensen K, Borum J, Geertz-Hansen O. (2002). Depth colonization of Eelgrass (*Zostera marina*) and macroalgae as determined by water transparency in Danish coastal waters, *Estuaries* 25(5):1025-1032
- Nielsen SL, Banta GT and Pedersen MF (2004) Estuarine nutrient cycling: The influence of primary producers. Kluwer Academic publishers. Aquatic Ecological series 303 p.
- Nilsson L (1972) Local distribution, food choice and food consumption of diving ducks on a south Swedish lake. *Oikos* 23:82-&
- Northeast Region EFHSC (Northeast Region Essential Fish Habitat Steering Committee) (2002) Workshop on the effects of fishing gear on marine habitats off the Northeastern United States October 23-25, 2001 Boston, MA. Northeast Fish. Sci. Cent. Ref. Doc. 02-01:86 p.

- Olesen B. (1996). Regulation of light attenuation and eelgrass *Zostera marina* depth distribution in a Danish embayment. MEPS 134: 187-194.
- Olesen B, Sand-Jensen K (1994) Patch dynamics of eelgrass *Zostera marina*. Marine Ecology Progress Series 106:147- 156.
- Olesen B, Krause-Jensen D, Christensen PB (2009) Depth related changes in the reproductive capacity of the seagrass *Zostera marina*. Abstract from ASLO Aquatic Sciences Meeting 2009. A cruise through nice waters! Nice, Frankrig.
- Orth RJ, Carruthers TJB, Dennison WC, Duarte CM, Fourqurean JW, Heck KL, Hughes AR, Kendrick GA, Kenworthy WJ, Olyarnik S, Short FT, Waycott M, Williams SL (2006) A global crisis for seagrass ecosystems. BioScience. 56:12.
- Palka, (1995). Evidence of ship avoidance from harbor porpoises during line transect sighting surveys in the Gulf of Maine. Rep. int. Whal. Comm SC/47/SM27.
- Pedersen MF, Borum J, Brøgger L (1999). Etablering af ålegræs og samspillet mellem plante og miljø. I Lomstein BA (ed.) Havmiljøet ved årtusindeskiftet. Olsen & Olsen, Fredensborg.
- Pedersen O, Binzer T, Borum J (2004) Sulphide intrusion in eelgrass (*Zostera marina* L.). Plant, cell and environment 27: 595-602.
- Pehrsson, O. (1976). Food and feeding grounds of the Goldeneye *Bucephala clangula* (L.) on the Swedish west coast. – Ornis scand. 7: 91-112.
- Petersen, I.K., Christensen, T.K., Kahlert, J., Desholm, M., Fox, A.D. (2006). Final results of bird studies at the offshore wind farms at Nysted and Horns Rev, Denmark. NERI Report. DONG Energy and Vattenfall A/S.
- Petersen J.K. (2008a). Påvirkning fra skaldyrproduktion (skrab, kulturbanker, opdræt) i kystvande i relation til Vandrammedirektivets definition af god økologisk tilstand. – DMU notat september 2008.
- Petersen J.K. (2008b) Betydning af bestanden af blåmuslinger for sigtddybde i Limfjorden- DMU notat juni 2008.
- Petersen, JK, Hansen, Laursen, MB, Clausen, J, Carstensen, J, Conley, DJ (2008). Regime shift in a coastal marine ecosystem. Ecol. Appl. 18 (2): 497-510.
- Petratis, P.S. & Methratta, E.T. (2006): Using patterns of variability to test for multiple community states on rocky intertidal shores. Jour Exp Mar Bio Ecol 338:222-232.
- Ralph PJ, Tomasko D, Moore K, Seddon S and Macinnis-Ng CMO (2006) Seagrasses: Biology, Ecology and Conservation. Eds: Larkum A. W. D., Orth R. J. and Duarte C. M. Chapter 24.
- Rasheed MA (1999) Recovery of experimentally created gaps within a tropical *Zostera capricorni* (Aschers.) seagrass meadow, Queensland, Australia. Journal of experimental marine biology and ecology 235:183-200
- Robinson JE, Newell RC, Seiderer LJ, Simpson NM (2005) Impacts of aggregate dredging on sediment composition and associated benthic fauna at an offshore dredge site in the southern North Sea. Marine environmental research 60: 51-68.

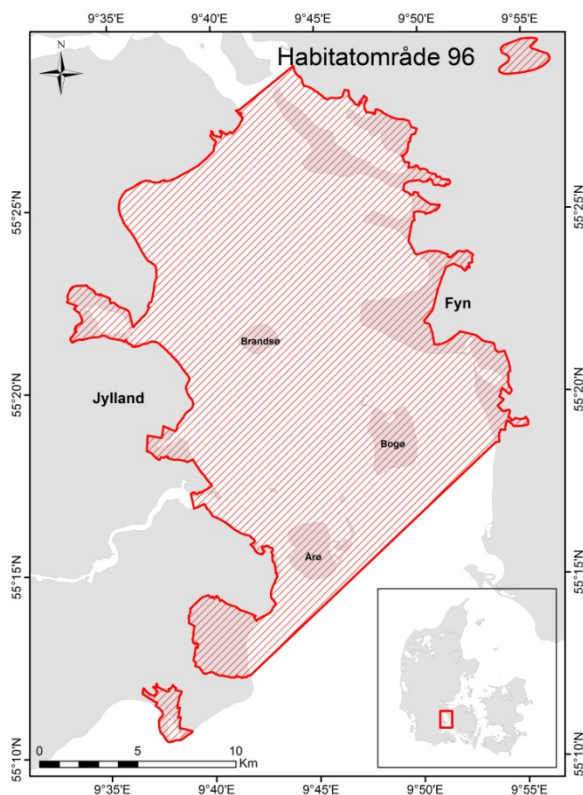
- Rubal M, Veiga P, Vieira R, Sousa-Pinto I (2011) Seasonal patterns of tidepool macroalgal assemblages in the north of Portugal. Consistence between species and functional group approaches. Journal of Sea Research, 2011.
- Salomonsen J, Flindt MR & Geertz-Hansen O (1997) Significance of advective transport of *Ulva lactuca* for a biomass budget on a shallow water location. Ecological Modelling. 102: 129-132.
- Sand-Jensen K, Borum J (1991) Interactions among phytoplankton periphyton and macrophytes in temperate frehswaters and estuaries. Aquatic botany 41(1-3):137-176.
- Schubert H, Schygula C (2006): Ansiedlung und Produktion von Makrophyten. Universität Rostock. Projekt: 61403110
- Sewell J, Harris R, Hinz H, Votier S, Hiscock K. (2007). An assessment of the impact of selected fishing activities on european marine sites and a review of mitigation measures, SEAFISH, SR591, ISBN – 0 903941 69 4
- Street MW, Deaton AS, Chappell WS, Mooreside PD (2005) North Carolina Coastal Habitat Protection Plan. NCDENR-DMF, 656 p.
- Svane, I, Setyobudiandi, I (1996). Diversity of associated fauna in beds of blue mussel *Mytilus edulis* L.: Effects of location, patch size, and position within a patch. Ophelia 45: 39-53.
- Tarnowski M (2006) A literature review of the ecological effects of hydraulic escalator dredging. Fish. Tech. Rep. Ser. 48:30 p.
- Valdemarsen T, Canal-Vergés P, Kristensen E, Holmer M, Kristiansen MD, Flindt MR (2010) Vulnerability of *Zostera marina* seedlings to physical stress. Marine Ecology Progress Series 418, 119e130.
- Valiela I, McClelland J, Hauxwell J, Behr PJ, Hersh D, Foreman K (1997) Macroalgal blooms in shallow estuaries: controls and ecophysiological andecosystem consequences. Limnology and Oceanography 42, 1105e1118.
- Van Katwijk MM, Van der Welle MEW, Lucassen ECHET, Vonk JA, Christiansen WK, Inayat al Hakim I, Arifin A, Bouma TJ, Roelofs JGM, Lamers LPM (2011) Early warning indicators for river nutrient and sediment loads in tropical seagrass beds: A benchmark from near-pristine archipelago in Indonesia. Marine Pol-lutions Bulletin 62:1512-1520.
- Veiga P, Rubal M, Vieira R, Arenas F, Sousa-Pinto I (2012) Spatial variability to intertidal macroalgal assemblages on the north Portuguese coast: Consistence between species and functional group approaches. Helgol Mar Res (2013) 67:191–201.
- Vining R (1978) Final Environmental Impact Statement for the Commercial Harvesting of Subtidal Hard-shell Clams with a Hydraulic Escalator Shellfish Harvester. WA Dep. Fish., Dep. Nat. Resour., 55 p.
- Wade PM (1993) The influence of vegetation pre-dredging on the post dredgingcommunity. Journal of Aquatic Plant Management 31:141–144.
- Walker DI, Kendrick GA and McComb AJ (2006) Seagrasses: Biology, Ecology and Conservation. Eds: Larkum A. W. D., Orth R. J. and Duarte C. M. Chapter 23.

Watling L, Norse EA (1998) Disturbance of the seabed by mobile fishing gear: a comparison to forest clear cutting. *Conserv. Biol.* 12(6):1180-1197.

Williams SL (1988) Disturbance and recovery of a deep-water Caribbean seagrass bed. *Mar Ecol Prog Ser* 42:63-71. DOI: 10.3354/meps042063

Ærtebjerg G, Andersen JH and Hansen OS (eds) (2003) *Nutrients and Eutrophication in Danish Marine Waters. A Challenge for Science and Management*. National Environmental Research Institute, 126 pp.

Bilag 1 Udpegningsgrundlag for Habitatområde 96



Det samlede areal der er omfattet af Natura 2000 område 112, inkluderende H96.

Udpegningsgrundlag for Habitatområde nr. 96

Naturtyper:	Sandbanke (1110) Vadeflade (1140) Lagune (1150) Bugt (1160) Rev (1170) Strandvold med enårige planter (1210) Strandvold med flerårige planter (1220) Kystklint/klippe (1230) Enårig strandengsvegetation (1310) Strandeng (1330) Forklit (2110) Hvid klit (2120) Grå/grøn klit (2130) Kransnålalge-sø (3140)	Næringsrig sø (3150) Vandløb (3260) Kalkoverdrev (6210) Surt overdrev (6230) Tidvis våd eng (6410) Urtebræmme (6430) Nedbrudt højmoser (7120) Kildevæld (7220) Riggær (7230) Bøg på mor (9110) Bøg på muld (9130) Ege-blandskov (9160) Skovbevokset tørvemoser (91D0) Elle- og askeskov (91E0)
Arter:	Skævvindelsnegl (1014) Sumpvindelsnegl (1016)	Marsvin (1351)

Miljøministeriet, 2011.
 Udpegningsgrundlag for
 H96 i Natura 2000 område 112 Lillebælt

Bilag 2 Udpegningsgrundlag for F47

Udpegningsgrundlaget omfatter de arter, for hvilke det skal sikres, at de kan overleve og formere sig i deres udbredelsesområde. For at en art kan indgå i udpegningsgrundlaget skal arten være angivet på EF-fuglebeskyttelsesdirektivet bilag 1, jf. artikel 4, stk. 1 eller regelmæssigt forekomme i antal af international eller national betydning, jf. artikel 4, stk. 2. For de arter der opfylder betingelser efter artikel 4, stk. 1 og/eller stk. 2 er det angivet i hvilke perioder af artens livscyklus denne forekommer i de udpegede beskyttelsesområder:

Y: Ynglende art.

T: Trækfugle, der opholder sig i området i internationalt betydende antal.

Miljøministeriet, 2011. Udpegningsgrundlag for F47 i Natura 2000 område 112 Lillebælt.

Udpegningsgrundlag for Fuglebeskyttelsesområde nr. 47		
Fugle:	Sangsvane (T) Bjergand (T) Ederfugl (T) Hvinand (T) Toppet skallesluger (T) Havørn (Y) Rørhøg (Y) Engsnarre (Y)	Plettet rørvagtel (Y) Klyde (Y) Brushane (Y) Fjordterne (Y) Havterne (Y) Dværgterne (Y) Mosehornugle (Y)

Bilag 3 Fiskeplan fra Danmarks Fiskeriforening



Nordensvej 3, Taulov
7000 Fredericia
Tlf. +45 70 10 40 40
Fax. +45 75 45 19 28

H. C. Andersens Boulevard 37
1553 København V
Tlf. +45 70 10 40 40
Fax. +45 33 32 32 38

mail@dkfisk.dk
www.dkfisk.dk

01. november 2013

Fiskeplan for muslingefiskeri i indre danske farvande 2014

Nedenfor præsenteres en fiskeplan fra Bælternes og Danmarks Fiskeriforenings side, der fremfører ønske om et muslingefiskeri i Natura2000-områder i de indre danske farvande i 2014.

Mængde og områder

På baggrund af DTU Aquas bestandsundersøgelser af blåmuslinger i Lillebælt fra 2012 ønsker Bælternes Fiskeriforening og Danmarks Fiskeriforening at der åbnes op for et fiskeri på 8.000 tons muslinger netto, dvs. fangst af muslinger uden bifangst af sten og skaller i produktionsområde 74 og 76 i 2014. Lillebælt ønskes som første prioritet men da fiskerne ikke ønsker at koncentrere fiskeriet for meget i mindre områder, ønskes der derudover mulighed for at fiske 7.000 tons muslinger netto fra produktionsområde 63, 66, 67 og 68 (Natura2000-område N108). Det er vigtigt for fiskeriet at proceduren med konsekvensvurderinger også viser muligheden for at åbne op for fiskeri i "nye" natura2000 områder da muslingerne i de indre Danske farvande forekommer mange steder.

For nogle af natura2000 områderne gør det sig gældende i gamle data at der i perioder af året kunne forefindes mange muslingædende fuglearter i området, hvorfor føde skal reserveres til disse inden "overskuddet" kan høstes af fiskerne. Den tilgængelige biomasse af muslinger for fuglene bør dække over alle muslinger i hele området, også muslinger fra lavere vanddybder hvor fiskeriet pt. ikke foregår.

Fiskeriet vil finde sted i perioden 1. marts – 28./29. februar, hvor der vil være sommerlukning i månederne juni, juli og august 2014. For fiskeriet i produktionsområderne 63, 66, 67, 68, 74 og 76 ønskes der mulighed for at kunne fiske ind til 4 meter. Det er fiskernes erfaring at der generelt ikke forekommer ålegræs på større dybde end 4 meter.

Bælternes Fiskeriforening og Danmarks Fiskeriforening vil følge DTU Aquas anbefaling vedrørende rammerne for bæredygtigt muslingefiskeri. Da fiskeplanen er blevet udarbejdet inden årets bestandsvurdering er lavet, er mængderne, der ønskes fisket i de forskellige områder med forbehold for, at muslingebestanden i de forskellige Natura2000- områder kan bære et fiskeri af de ønskede mængder. Fiskerne har en forventning om at der i de nye områder der forslås findes større mængder af muslinger, hvilket DTU Aqua bør klarlægge.

Ud over selve fiskeriet vil der foregå et forsøgsfiskeri, der vil udgøre ca. 1 % af det samlede fiskeri. Dette forsøgsfiskeri bruges til lokalisering af yngelnedslag og fiskbare muslinger i forbindelse med selvforvaltningen. Naturerhvervstyrelsen underrettes, hver gang det ønskes at udføre prøveskrab i Natura 2000-områderne.

Fiskeribeskrivelse

Fiskeriet af blåmuslinger i de indre danske farvande er reguleret af bekendtgørelse nr. 155 af 07/03/2000 "Bekendtgørelse om regulering af fiskeri efter muslinger" og bekendtgørelse nr. 840 af 20/07/2006 "Bekendtgørelse om muslinger m.m." Der er i disse bekendtgørelser ikke opstillet begrænsning for fiskeriet i forhold til vanddybde eller afstand til kystlinie i Natura2000-området.

I Lillebælt hvor fiskeriet vil foregå, indgår naturtyperne nævnt i habitatdirektivet 1110/ "Sandbanker med lavvandede vedvarende dække af havvand" og 1160/ "Større lavvandede bugter og vige" samt 1170 "Rev". Der vil foregå fiskeri i naturtyperne 1110 og 1160 dog ikke på vanddybder lavere end 4 meter og dybere end 13 meter. Der er udlagt en række områder i Lillebælt som rev områder hvor der faktisk ikke forekommer sten. Erhvervet vil på det kraftigste anbefale at områderne bliver korrekt opmålt, så fiskerne kan få adgang til de områder de er berettigede til og som historisk er vigtige fangst områder.

Fiskeriet vil afhængig af data fra årets bestandsvurdering foregå i områder, hvor muslingeforekomsterne er størst og gerne med en tæthed større end 1,5 kg m² hvis muligt. Ved et fiskeri på høje tætheder af muslinger mindskes det areal, der påvirkes.

I forbindelse med fiskeri udsmitter fiskerne selv enkelte større sten, da vægten af stenene vil indgå i den enkelte fiskers ugekvote og således forringe økonomien i fiskeriet. Muslingefiskeri vil kun blive gennemført med muslingeskraber monteret med stenriste med 25 cm mellemrum. Dette fjerner muligheden for optag af enkeltliggende sten med større diameter end 25 cm.

Muslingeindustrierne, der modtager muslinger fra Natura 2000-området i Lillebælt, vil registrere mængden af sten i fangsterne.

I Lillebælt er der intet overlap mellem fiskeriområdet og ålegræssets udbredelse jf. DTU Aquas oplysninger. Ved tilvejebringelse af oplysninger omkring ålegræs på vanddybder over 4 meter, hvor fiskeri foregår, lukkes disse delområder med kasser, der omkranser ålegræssets udbredelse. Fiskeri efter muslinger kan dog slet ikke gennemføres i områder med ålegræs, og Bælternes Fiskeriforening og Danmarks Fiskeriforening vil da også gerne anmode om ekstra kontrol fra Fiskeridirektoratets side for forekomst af frisk ålegræs i muslingelandinger.

Bilag 4 Anmodning fra NaturErhvervstyrelsen

Anmodning om konsekvensvurdering – NaturErhvervstyrelsen

12. November 2013

Vedr. konsekvensvurdering for Lillebælt 2014/2015 SÆSONEN

På baggrund af erhvervets interessetilkendegivelse (modtaget den 15. maj 2013) og erhvervets indsendte fiskeplaner (modtaget den 1. november 2013), anmodes DTU Aqua om følgende :

Konsekvensvurdering af blåmuslingefiskeri i Lillebælt

Konsekvensvurdering for Lillebælt (område 74 og 76) skal tage udgangspunkt i muslingepolitikken samt at der anvendes sensor og GPS udstyr i fiskeriet.

I konsekvensvurderingen skal der indgå en vurdering af, om den ønskede kvote på 8.000 tons muslinger netto er bæredygtig for blåmuslingebestanden i området.

Dybdegrænsen for fiskeriet fastsættes til 7 meter, med mindre data for udbredelsen af ålegræs og sigtddybe understøtter en reduktion af dybdegrænsen.

Afsnittet om opgørelse af kumulative påvirkninger skal tage udgangspunkt i den hidtidige anvendte model for opgørelse af de kumulative påvirkninger – således at der ses på muslingebestanden, ålegræs, markoalger og bundfauna (jf. trappemodellen i Muslingepolitikken). Den acceptabel arealmæssige kumulative påvirkning er med muslingepolitikken fastsat til 15 pct.

Med hensyn til beregnings- og vurderingspraksis i forhold til ålegræs skal konsekvensvurderingerne indeholde en transparent og tydeligt videnskabeligt dokumenteret redegørelse for eventuelle ændringer. Det skal være muligt at sammenligne konsekvensvurderingerne på tværs af år/ fiskerisæsoner. Afsnit om ålegræs skal udover en beskrivelse af den nye metode, der anvendes for bestemmelse af ålegræsudbredelse også indeholde en opgørelse af ålegræssets udbredelse beregnet ud fra sigtddybden, herunder angivelse af ålegræssets aktuelle udbredelse.

Endvidere skal der i afsnittet om kumulative påvirkninger indgå et afsnit om anvendelse af sensor og GPS data i forhold til opgørelse af fiskeriets kumulative påvirkninger, herunder tidligere data indsamlet via kamera og GPS løsningen.

Med venlig hilsen

Helle Torp Christensen

Fuldmægtig i Center for Fiskeri

Bilag 5 Marine habitattype definitioner

Naturtype definitioner

Appendiks i: "Guidelines for the establishment of the Natura 2000 network in the marine environment. Application of the Habitats and Birds Directives". Findes på:
http://ec.europa.eu/environment/nature/natura2000/marine/index_en.htm

Appendix

1

Marine Habitat types definitions.

Update of "Interpretation Manual of European Union Habitats"

COASTAL AND HALOPHYTIC HABITATS

Open sea and tidal areas

1110 Sandbanks which are slightly covered by sea water all the time

PAL.CLASS.: 11.125, 11.22, 11.31

1. Definition:

Sandbanks are elevated, elongated, rounded or irregular topographic features, permanently submerged and predominantly surrounded by deeper water. They consist mainly of sandy sediments, but larger grain sizes, including boulders and cobbles, or smaller grain sizes including mud may also be present on a sandbank. Banks where sandy sediments occur in a layer over hard substrata are classed as sandbanks if the associated biota are dependent on the sand rather than on the underlying hard substrata.

"Slightly covered by sea water all the time" means that above a sandbank the water depth is seldom more than 20 m below chart datum. Sandbanks can, however, extend beneath 20 m below chart datum. It can, therefore, be appropriate to include in designations such areas where they are part of the feature and host its biological assemblages.

2. Characteristic animal and plant species

2.1. Vegetation:

North Atlantic including North Sea:

Zostera sp., free living species of the *Corallinaceae* family. *On many sandbanks macrophytes do not occur.*
Central Atlantic Islands (Macaronesian Islands):

Cymodocea nodosa and *Zostera noltii*. On many sandbanks free living species of *Corallinaceae* are conspicuous elements of biotic assemblages, with relevant role as feeding and nursery grounds for invertebrates and fish. *On many sandbanks macrophytes do not occur.*

Baltic Sea:

Zostera sp., *Potamogeton* spp., *Ruppia* spp., *Tolypella nidifica*, *Zannichellia* spp., carophytes. *On many sandbanks macrophytes do not occur.*

Mediterranean:

The marine Angiosperm *Cymodocea nodosa*, together with photophilic species of algae living on the leaves (more than 15 species, mainly small red algae of the *Ceramiales* family), associated with *Posidonia* beds. *On many sandbanks macrophytes do not occur.*

2.2. Animals:

North Atlantic including North Sea:

Invertebrate and demersal fish communities of sandy sublittoral (e.g. polychaete worms, crustacea, anthozoans, burrowing bivalves and echinoderms, *Ammodytes* spp., *Callionymus* spp., *Pomatoschistus* spp., *Echiichtys vipera*, *Pleuronectes platessa*, *Limanda limanda*).

Central Atlantic Islands (Macaronesian Islands):

Fish, crustacean, polychaeta, hydrozoan, burrowing bivalves, irregular echinoderms. Baltic Sea:

Invertebrate and demersal fish communities of sandy sublittoral (fine and medium grained sands, coarse sands, gravelly sands), e.g. polychaetes: *Scoloplos armiger*, *Pygospio elegans*, *Nereis diversicolor*, *Travisia* sp., e.g. bivalves: *Macoma balthica*, *Mya arenaria*, *Cerastoderma* sp., e.g. crustaceans: *Crangon crangon*, *Saduria entomon*, e.g. fish species: *Platichthys flesus*, *Nerophis ophidion*, *Pomatoschistus* spp., *Ammodytes tobianus*.

Mediterranean:

Invertebrate communities of sandy sublittoral (e.g. polychaetes). Banks are often highly important as feeding, resting or nursery grounds for sea birds, fish or marine mammals.

3. Corresponding categories:

French classification ZNIEFF-MER:

“Biocénose des sables fins de haut niveau”, “Biocénose des sables fins bien calibrés”. German classification: “Sandbank der Ostsee (ständig wasserbedeckt)(040202a)”, “Sandbank der Nordsee (ständig wasserbedeckt)(030202a)“.

Barcelona Convention:

“Biocenosis of fine sands in very shallow waters (III. 2. 1.) with facies with *Lentidium mediterraneum* (III. 2. 1. 1.)”, “Biocenosis of well sorted fine sands (III. 2. 2.) with associations with *Cymodocea nodosa* on well sorted fine sands (III. 2. 2. 1.) and with *Holophila stipulacela* (III. 2. 2. 2), the latter considered determinant habitat in C. B.”, “Biocenosis of coarse sands and fine gravels mixed by the waves (III. 3. 1.) with association with rhodolithes (III. 3. 1. 1), considered determinant habitat in the C. B.”, “Biocenosis of coarse sands and fine gravels under the influence of bottom currents (also found in the Circalittoral) (III. 3. 2.). It is possible to find a facies and an association which are determinant habitats for C. B.: the maërl facies (= Association with *Lithothamnion corallioides* and *Phymatoliton calcareum*), also found as facies of the biocenosis of coastal detritic (III. 3. 2. 1), and the association with rhodolithes (III. 3. 2. 2.)”, “Biocenosis of infralittoral pebbles (III. 4. 1.) with facies with *Gouania wildenowi* (III. 4. 1. 1.), small teleostean which lives among pebbles.” Nordic classifications:

Vegetationstyper i Norden, Pålsson (ed.) 1994:

“*Zostera marina*-typ (4.4.1.1)”, “*Ruppia maritima*-typ (4.4.1.2)”, “*Chara*-typ (6.3.3.1)”, “*Potamogeton pectinatus* (6.3.2.2)”.

Kustbiotoper i Norden, Nordiska Ministerrådet 2001:

“Sandbottnar (7.7.1.2; 7.8.1.2; 7.8.4.2; 7.8.5.2; 7.8.6.7; 7.8.6.8; 7.8.6.9; 7.8.7.9; 7.8.7.10; 7.8.7.11; 7.9.1.1; 7.9.2.1; 7.9.3.1; 7.9.4.1).” HELCOM classification:

“Sublittoral gravel bottoms. Banks with or without macrophyte vegetation (2.4.2.3)”, “Sublittoral sandy bottoms. Banks with or without macrophyte vegetation (2.5.2.4)”.

The National Marine Habitat Classification for Britain and Ireland Version 03.02:

Relevant types within “Sublittoral coarse sediments (SCS), Sublittoral sands (SSA) and Sublittoral macrophytes communities (SMP)”.

EUNIS classification:

Relevant types within “A4.4, A4.55, A4.1, A4.2, A4.51, A4.5, A4.53, A4.1, A4.2, A4.51, A4.5, A4.53, A4.4, A4.55, A7.32, A4.51, A4.53, A4.552, 4.521, A4.521, A4.513, A6.22, A4.51, A4.141, A4.13, A8.13”.

4. Associated habitats:

Sandbanks can be found in association with mudflats and sandflats not covered by seawater at low tide (1140), with *Posidonia* beds (1120) and reefs (1170). Sandbanks may also be a component part of habitat 1130 Estuaries and habitat 1160 Large shallow inlets and bays.

5. Literature:

AUGIER H. (1982). Inventaire et classification des biocénoses marines benthiques de la Méditerranée. Publication du Conseil de l' Europe, Coll. Sauvegarde de la Nature, 25, 59 pages.

DYER KR & HUNTLEY DA (1999). The origin, classification and modelling of sand banks and ridges. Continental Shelf Research 19 1285-1330

CONNOR, D.W., ALLEN, J.H., GOLDING, N., LIEBERKNECHT, L.M., NORTHERN, K.O. & REKER, J.B. (2003). The National Marine Habitat Classification for Britain and Ireland Version 03.02.

Internet version. Joint Nature Conservation Committee, Peterborough. (www.jncc.gov.uk/marine/biotopes/default.htm)

ERICSON, L. & WALLENTINUS, H.-G. (1979). Sea-shore vegetation around the Gulf of Bothnia.

Guide for the International Society for Vegetation Science, July-August 1977. *Wahlenbergia* 5:1 – 142.

EUROPEAN ENVIRONMENT AGENCY (2002). EUNIS habitat classification. Version

2.3. Copenhagen, EEA (Internet publication: <http://eunis.eea.europa.eu/habitats.jsp>)

HAROUN, R.J., GIL-RODRÍGUEZ, M.C., DÍAZ DE CASTRO, J. & PRUD'HOMME VAN REINE, W.F. (2002). A check-list of the marine plants from the Canary Islands (Central Eastern Atlantic Ocean). *Botanica Marina*. 45: 139-169.

HELCOM (1998). Red List of Biotopes and Biotope Complexes of the Baltic Sea, the Belt Sea and the Kattegat. Baltic Sea Environment Proceedings No. 75.: 126pp.

KAUTSKY, N. (1974). Quantitative investigations of the red algae belt in the Askö area, Northern Baltic proper. *Contrib. Askö Lab. Univ. Stockholm* 3: 1-29.

LAPPALAINEN, A., HÄLLFORS, G. & KANGAS, P. (1977). *Littoral benthos of the northern Baltic Sea*. IV. Pattern and dynamics of macrobenthos in a sandy bottom *Zostera marina* community in Tvärminne.

NORDHEIM, H. VON, NORDEN ANDERSEN, O. & THISSEN, J. (EDS.) (1996). Red Lists of Biotopes, Flora and Fauna of the Trilateral Wadden Sea Area 1995. Helgol. Meeres-untersuchungen. 50 (suppl.): 136 pp.

NORDISKA MINISTERRÅDET (2001). Kustbiotoper i Norden. Hotade och representativa biotoper. TemaNord 2001: 536. 345 pp.

OULASVIRTA, P., LEINIKKI, J. & REITALU, T. (2001). Underwater biotopes in Väinameri and Kõpu area, Western Estonia. The Finnish Environment 497.

PAVÓN-SALAS, N., HERRERA, R., HERNÁNDEZ-GUERRA, A. & HAROUN R. (2000). Distributional pattern of sea grasses in the Canary Islands (Central-East Atlantic Ocean). *J. Coastal Research*, 16: 329-335.

PÅHLSSON, L. (ED.) (1994). Vegetationstyper i Norden. TemaNord 1994: 665. 627 pp.

PERÈS J. M. & PICARD J. (1964). Nouveau manuel de bionomie benthique de la mer Méditerranée. *Rec. Trav. St. Mar. Endoume* 31 (47): 5-137.

RAVANKO, O. (1968). MACROSCOPIC GREEN, BROWN AND RED ALGAE IN THE SOUTHWESTERN ARCHIPELAGO OF FINLAND. *ACTA BOT. FENNICA* 79: 1-50.

RIECKEN, U., RIES, U. & SSYMANK, A. (1994). Rote Liste der gefährdeten Biotoptypen der Bundesrepublik Deutschland - Schriftenreihe für Landschaftspflege und Naturschutz. 41: 184 pp.

1120* *Posidonia* beds (*Posidonion oceanicae*)

PAL.CLASS.: 11.34

1) Beds of *Posidonia oceanica* (Linnaeus) Delile characteristic of the infralittoral zone of the Mediterranean (depth: ranging from a few dozen centimetres to 30 - 40 metres). On hard or soft substrate, these beds constitute one of the main climax communities. They can withstand relatively large variations in temperature and water movement, but are sensitive to desalination, generally requiring a salinity of between 36 and 39‰.

2) Plants: *Posidonia oceanica*.

Animals: Molluscs- #*Pinna nobilis*; Echinoderms- *Asterina pancerii*, *Paracentrotus lividus*; Fish- *Epinephelus guaza*, *Hippocampus ramulosus*.

5) **Belsher, T. et al (1987).** *Livre rouge des espèces menacées de France - tome 2, espèces marines et littorales menacées*, Ed. F. de Beaufort. Museum National d'Histoire Naturelle - Paris.

1130 Estuaries

PAL.CLASS.: 13.2, 11.2

1) Downstream part of a river valley, subject to the tide and extending from the limit of brackish waters. River estuaries are coastal inlets where, unlike 'large shallow inlets and bays' there is generally a substantial freshwater influence. The mixing of freshwater and sea water and the reduced current flows in the shelter of the estuary lead to deposition of fine sediments, often forming extensive intertidal sand and mud flats. Where the tidal currents are faster than flood tides, most sediments deposit to form a delta at the mouth of the estuary. Baltic river mouths, considered as an estuary subtype, have brackish water and no tide, with large wetland vegetation (helophytic) and luxurious aquatic vegetation in shallow water areas.

2) Plants: Benthic algal communities, *Zostera* beds e.g. *Zostera noltii* (*Zosteretea*) or vegetation of brackish water: *Ruppia maritima* (= *R. rostellata* (*Ruppietea*)); *Spartina maritima* (*Spartinetea*); *Sarcocornia perennis* (*Arthrocnemetea*). Both species of fresh water and brackish water can be found in Baltic river mouths (*Carex* spp., *Myriophyllum* spp., *Phragmites australis*, *Potamogeton* spp., *Scirpus* spp.).

Animals: Invertebrate benthic communities; important feeding areas for many birds.

3) Corresponding categories

German classification : "D2a Ästuar (Fließgewässermündungen mit Brackwassereinfluß u./od. Tidenhub eingeschlossen werden", "050105 Brackwasserwatt des Ästuar an der Nordsee", "050106 Süßwasserwatt im Tideeinfluß des Nordsee".

4) An estuary forms an ecological unit with the surrounding terrestrial coastal habitat types. In terms of nature conservation, these different habitat types should not be separated, and this reality must be taken into account during the selection of sites.

5) **Brunet, R. et al.** *Les mots de la géographie-dictionnaire critique*. Ed. Reclus.

Gillner, W. (1960). Vegetations- und Standortsuntersuchungen in den Strandwiesen der schwedischen Westküste. *Acta Phytogeogr. Suec.* 43:1-198.

1140 Mudflats and sandflats not covered by seawater at low tide

PAL.CLASS.: 14

1) Sands and muds of the coasts of the oceans, their connected seas and associated lagoons, not covered by sea water at low tide, devoid of vascular plants, usually coated by blue algae and diatoms. They are of particular importance as feeding grounds for wildfowl and waders. The diverse intertidal communities of invertebrates and algae that occupy them can be used to define subdivisions of 11.27, eelgrass communities that may be exposed for a few hours in the course of every tide have been listed under 11.3, brackish water vegetation of permanent pools by use of those of 11.4.

Note: Eelgrass communities (11.3) are included in this habitat type.

1150* Coastal lagoons

PAL.CLASS.: 21

1) Lagoons are expanses of shallow coastal salt water, of varying salinity and water volume, wholly or partially separated from the sea by sand banks or shingle, or, less frequently, by rocks. Salinity may vary from brackish water to hypersalinity depending on rainfall, evaporation and through the addition of fresh seawater from storms, temporary flooding of the sea in winter or tidal exchange. With or without vegetation from *Ruppia maritima*, *Potamogeton*, *Zostera* or *Chara* (CORINE 91: 23.21 or 23.22).

- Flads and gloes, considered a Baltic variety of lagoons, are small, usually shallow, more or less delimited water bodies still connected to the sea or have been cut off from the sea very recently by land upheaval.

Characterised by well-developed reedbeds and luxuriant submerged vegetation and having several morphological and botanical development stages in the process whereby sea becomes land.

- Salt basins and salt ponds may also be considered as lagoons, providing they had their origin on a transformed natural old lagoon or on a saltmarsh, and are characterised by a minor impact from exploitation.

2) Plants: *Callitriche* spp., *Chara canescens*, *C. baltica*, *C. connivens*, *Eleocharis parvula*, *Lamprothamnion papulosum*, *Potamogeton pectinatus*, *Ranunculus baudotii*, *Ruppia maritima*, *Tolypella n. nidifica*. In flads and gloes also *Chara* ssp. (*Chara tomentosa*), *Lemna trisulca*, *Najas marina*, *Phragmites australis*, *Potamogeton* ssp., *Stratiotes aloides*, *Typha* spp.

Animals: Cnidaria- *Edwardsia ivelli*; Polychaeta- *Armandia cirrhosa*; Bryozoa- *Victorella pavid*; Rotifera - *Brachionus* sp.; Molluscs- *Abra* sp., *Murex* sp.; Crustaceans- *Artemia* sp.; Fish- *Cyprinus* sp., *Mullus barbatus*; Reptiles- *Testudo* sp.; Amphibians- *Hyla* sp.

3) Corresponding categories

German classification : "0906 Strandsee", "240601 Brackwassersee im Ostseeküstenbereich".

4) Saltmarshes form part of this complex.

5) **Bamber et al. (1992).** On the ecology of brackish lagoons in Great Britain. *Aquatic conservation: marine and freshwater ecosystems*, 2, 65-94.

Barnes, R.S.K. (1988). The faunas of landlocked lagoons: chance differences and problems of dispersal. *Estuarine and Coastal Shelf Science*, 26, 309 - 18.

Munsterhjelm, R. (1995). The aquatic macrophyte vegetation of flads and gloes, S coast of Finland. *Acta Bot. Fennica* (in print).

Palmer, M.A., Bell, S.L., Butterfield, I. (1992). A botanical classification of standing waters: Applications for conservation and monitoring. *Aquatic conservation: marine and freshwater ecosystems*, 2, 125-143.

1160 Large shallow inlets and bays

PAL.CLASS.: 12

1) Large indentations of the coast where, in contrast to estuaries, the influence of freshwater is generally limited. These shallow¹ indentations are generally sheltered from wave action and contain a great diversity of sediments and substrates with a well developed zonation of benthic communities. These communities have generally a high biodiversity. The limit of shallow water is sometimes defined by the distribution of the *Zosteretea* and *Potametea* associations.

Several physiographic types may be included under this category providing the water is shallow over a major part of the area: embayments, fjards, rias and voes.

2) Plants: *Zostera* spp., *Ruppia maritima*, *Potamogeton* spp. (e.g. *P. pectinatus*, *P. praelongus*), benthic algae.

Animals: Benthic invertebrate communities.

3) Corresponding categories

German classification : "B31 naturnaher Boddengewässerkomplex", "B32 Boddengewässerkomplex, geringe Belastung", "A2a Flachwasserzonen der Nordsee (Meeresarme u. -buchten, incl. Seegraswiesen)".

5) **Luther, (1951).** Verbreitung und Ökologie der höheren Wasserpflanzen im Brackwasser der Ekenäs-Gegend in Süd-Finnland. I. Allgemeiner Teil. ABF 49, 1-232. II Spezieller Teill. ABF 50, 1-370.

¹ National experts consider inappropriate to fix a maximum water depth, since the term 'shallow' may have different ecological interpretations according to the physiographic type considered and geographical location.

1170 Reefs

PAL.CLASS.: 11.24, 11.25

1. Definition of the habitat:

Reefs can be either biogenic concretions or of geogenic origin. They are hard compact substrata on solid and soft bottoms, which arise from the sea floor in the sublittoral and littoral zone. Reefs may support a zonation of benthic communities of algae and animal species as well as concretions and corallogenic concretions. Clarifications:

- “*Hard compact substrata*” are: rocks (including soft rock, e.g. chalk), boulders and cobbles (generally >64 mm in diameter).
- “*Biogenic concretions*” are defined as: concretions, encrustations, corallogenic concretions and bivalve mussel beds originating from dead or living animals, i.e. biogenic hard bottoms which supply habitats for epibiotic species.
- “*Geogenic origin*” means: reefs formed by non biogenic substrata.
- “*Arise from the sea floor*” means: the reef is topographically distinct from the surrounding seafloor.
- “*Sublittoral and littoral zone*” means: the reefs may extend from the sublittoral uninterrupted into the intertidal (littoral) zone or may only occur in the sublittoral zone, including deep water areas such as the bathyal.
- Such hard substrata that are covered by a thin and mobile veneer of sediment are classed as reefs if the associated biota are dependent on the hard substratum rather than the overlying sediment.
- Where an uninterrupted zonation of sublittoral and littoral communities exist, the integrity of the ecological unit should be respected in the selection of sites.
- A variety of subtidal topographic features are included in this habitat complex such as: Hydro-thermal vent habitats, sea mounts, vertical rock walls, horizontal ledges, overhangs, pinnacles, gullies, ridges, sloping or flat bed rock, broken rock and boulder and cobble fields.

2. Examples for typical reef species

2.1 Reef vegetation:

North Atlantic including North Sea and Baltic Sea:

A large variety of red, brown and green algae (some living on the leaves of other algae).

Atlantic (Cantabric Sea, Bay of Bizcay): *Gelidium sesquipedale* communities associated with brown algae (*Fucus*, *Laminaria*, *Cystoseira*), and red algae (Corallinaceae, Ceramiceae, Rhodomelaceae).

Central Atlantic Islands (Macaronesian Islands) and Mediterranean:

Cystoseira/Sargassum beds with a mixture of other red algae (*Gelidiales*, *Ceramiales*), brown algae (*Dictyotales*) and green algae (*Siphonales*, *Siphonocladales*).

2.2. Examples for typical reef animals:

2.2.1 Examples for animals forming biogenic reefs:

North Atlantic including North Sea:

Polychaetes (e.g. *Sabellaria spinulosa*, *Sabellaria alveolata*, *Serpula vermicularis*), bivalves (e.g. *Modiolus modiolus*, *Mytilus sp.*) and cold water corals (e.g. *Lophelia pertusa*).

Atlantic (Gulf of Cádiz): Madreporarians communities: *Dendrophyllia ramea* community (banks), *Dendrophyllia cornigera* community (banks); white corals communities (banks), (*Madrepora oculata* and *Lophelia pertusa* community (banks). *Solenosmilia variabilis* community (banks). Gorgonians communities:

Facies of *Isidella elongata* and *Callogorgia verticillata* and *Viminella flagellum*; Facies of *Leptogorgia* spp.; Facies of *Elisella paraplexauroides*; Facies of *Acanthogorgia* spp. and *Paramuricea* spp. *Filigrana implexa* formations.

Central Atlantic Islands (Macaronesian Islands):

Warm water corals (*Dendrophilia*, *Anthiphatas*), serpulids, polychaetes, sponges, hydrozoan and bryozoan species together with bivalve molluscs (*Sphondyllus*, *Pinna*).

Baltic Sea: Bivalves (e.g. *Modiolus modiolus*, *Mytilus* sp., *Dreissena polymorpha*).

Mediterranean: Serpulid polychaetes, bivalve molluscs (e.g. *Modiolus* sp. *Mytilus* sp. and oysters). Polychaetes (e.g. *Sabellaria alveolata*).

South-West Mediterranean: *Dendropoma petraeum* reefs (forming boulders) or in relation with the red calcareous algae *Spongites* spp or *Litophyllum lichenoides*. *Filigrana implexa* formations. Gorgonians communities: Facies of holoaxonia gorgonians (*Paramuricea clavata* “forest”, *Eunicella singularis* “forest”), mixed facies of gorgonians (*Eunicella* spp, *P. clavata*, *E. paraplexauroides*, *Leptogorgia* spp). Facies of *Isidella elongata* and *Callogorgia verticillata*; Facies of scleroaxonia gorgonians (*Corallium rubrum*). Madreporarians communities: *Cladocora caespitosa* reefs, *Astroides calycularis* facies. Madreporarians communities: *Dendrophyllia ramea* community (banks); *Dendrophyllia cornigera* community (banks); white corals communities (banks): *Madrepora oculata* and *Lophelia pertusa* community (banks).

West Mediterranean: Polychaetes (exclusively *Sabellaria alveolata*).

2.2.2 Examples for non reef forming animals:

North Atlantic including North Sea:

In general sessile invertebrates specialized on hard marine substrates such as sponges, anthozoa or cnidaria, bryozoans, polychaetes, hydroids, ascidians, molluscs and cirripedia (barnacles) as well as diverse mobile species of crustaceans and fish.

Central Atlantic Islands (Macaronesian Islands):

Gorgonians, hydrozoans, bryozoan and sponges, as well as diverse mobile species of crustacean, molluscs (cephalopoda) and fish.

Baltic Sea: Distribution and abundance of invertebrate species settling on hard substrates are limited by the salinity gradient from west to east. Typical groups are: hydroids, ascidians, cirripedia (barnacles), bryozoans and molluscs as well as diverse mobile species of crustaceans and fish.

Mediterranean: Cirripedia (barnacles), hydroids, bryozoans, ascidians, sponges, gorgonians and polychaetes as well as diverse mobile species of crustaceans and fish.

3. Corresponding categories:

German classification:

„Benthal der Nordsee mit Hartsubstrat (010204)“, „Riffe der Nordsee (010204a)“, „Benthal der Flachwasserzone der Nordsee mit Hartsubstrat, makrophytenarm (030204)“, „Benthal der Flachwasserzone der Nordsee mit Hartsubstrat, makrophytenreich (030206)“, „Miesmuschelbank des Sublitorals der Nordsee (030207)“, „Austernbank des Sublitorals der Nordsee (030208)“, „Sabellaria- Riff des Sublitorals der Nordsee (030209)“, „Felswatt der Nordsee (050104)“, „Miesmuschelbank des Eulitorals der Nordsee (050107)“, „Benthal der Ostsee mit Hartsubstrat (020204)“, „Riffe der Ostsee (020204a)“, „Benthal der Flachwasserzone der Ostsee mit Hartsubstrat, makrophytenarm (040204)“, „Benthal der Flachwasserzone der Ostsee mit Kies- und Hartsubstrat, makrophytenreich (040206)“, „Miesmuschelbank des Sublitorals der Ostsee (040207)“, „Vegetationsreiches Windwatt mit Hartsubstrat (060203) (Ostsee)“.

Barcelona Convention:

“Biocenosis of supralittoral rock (I.4.1.)”, “Biocenosis of the upper mediolittoral rock (II.4.1.)”, “Biocenosis of the lower mediolittoral rock (II.4.2.)”, “Biocenosis of infralittoral algae (III.6.1.)”, “Coralligenous (IV.3.1.)”, “Biocenosis of shelf-edge rock (IV.3.3)”, “Biocenosis of deep sea corals present in the Mediterranean bathyal (V.3.1.)”.

The National Marine Habitat Classification for Britain and Ireland Version 03.02:

“Littoral rock and other hard substrata (biotopes beginning with LR)”, “Infralittoral rock and other hard substrata (biotopes beginning with IR)”, “Circalittoral rock and other hard substrata (biotopes beginning with CR)”, “Littoral biogenic reefs (biotopes beginning with LBR)” and “Sublittoral biogenic reefs (biotopes beginning with SBR)”.

EUNIS classification :

Relevant types within “A1.1, A1.1/B-ELR.MB, A1.2, A1.2/B-MLR.MF, A1.3, A1.3/B-SLR, A1.4, A1.5, A1.6, A2.8, A3.1, A3.2, A3.2/M-III.6.1.(p), A3.2/H-02.01.01.02.03, A3.2/H-02.01.02.02.03, A3.3, A3.4, A3.5, A3.6, A3.6/B-MCR.M, A3.7, A3.8, A3.9, A3.A, A3.B, A3.C, A4.6, A5.1, A5.6”, A6.2, A6.3.

HELCOM classification:

“Sublittoral soft rock reefs of the photic zone with little or no macrophyte vegetation (2.1.1.2.3)”, “Hydrolittoral soft rock reefs with or without macrophyte vegetation (2.1.1.3.3)”, “Sublittoral solid rock reefs of the photic zone with or without macrophyte vegetation (2.1.2.2.3)”, “Hydrolittoral solid rock reefs with or without macrophyte vegetation (2.1.2.3.3)”, “Sublittoral stony reefs of the photic zone with or without macrophyte vegetation (2.2.2.3)”, “Stony reefs of the hydrolittoral zone with or without macrophyte vegetation (2.2.3.3)”.

Trilateral Wadden Sea Classification (von Nordheim et al. 1996):

“Sublittoral (old) blue mussel beds (03.02.07)”, “Sublittoral oyster reefs (03.02.08)”, “Sublittoral sabellaria reefs (03.02.09)”, “Eulittoral (old) blue mussel beds (05.01.07)”, “Benthic zone, stony and hard bottoms, rich in macrophytes, incl. artificial substrates (03.02.06)”, “Benthic zone, stony and hard bottoms, few macrophytes (03.02.04)”.

Nordic classification (Kustbiotoper i Norden, Nordiska Ministerrådet 2001):

”Klippbottnar (7.7.1.3; 7.7.2.3; 7.7.3.3; 7.7.4.3; 7.7.5.3; 7.8.1.3; 7.8.2.3; 7.8.3.4; 7.8.4.3; 7.8.5.3;

7.8.6.13; 7.8.7.16)", "Sublittorale samfund på sten- og klippebund (7.9.1.2)", "Sublittorale samfund på stenbund (7.9.2.2; 7.9.3.2)".

4. Associated habitats:

Reefs can be found in association with "vegetated sea cliffs" (habitats 1230, 1240 and 1250) "sandbanks which are covered by sea water all the time" (1110) and "sea caves" (habitat 8830). Reefs may also be a component part of habitat 1130 "estuaries" and habitat 1160 "large shallow inlets and bays".

5. References:

- AUGIER H. (1982). Inventaire et classification des biocénoses marines benthiques de la Méditerranée. Publication du Conseil de l' Europe, Coll. Sauvegarde de la Nature, 25, 59 pages.
- BALLESTEROS E. (1988). Estructura de la comunidad de *Cystoseira mediterranea* Sauvageau en el Mediterraneo noroccidental. *Inv. Pesq.* 52 (3): 313-334.
- BALLESTEROS E. (1990). Structure and dynamics of the *Cystoseira caespitosa* (Fucales, Phaeophyceae) community in the North-Western Mediterranean. *Scient. Mar.* 54 (2): 155-168.
- BELLAN-SANTINI D. (1985). The Mediterranean benthos: reflections and problems raised by a classification of the benthic assemblages. In: J.E. Treherne (Ed.) "Mediterranean Marine Ecosystems" pp. 19-48.
- BIANCHI, C.N., HAROUN, R., MORRI, C. & WIRTZ, P. (2000). The subtidal epibenthic communities off Puerto del Carmen (Lanzarote, Canary Islands). *Arquipélago, Sup.2 (Part A)*: 145-155.
- BORJA, A., AGUIRREZABALAGA, F., MARTÍNEZ, J., SOLA, J.C., GARCÍA-ARBERAS, L., & GOROSTIAGA (2003). Benthic communities, biogeography and resources management. In: Borja, A. & Collins, M. (Ed.). *Oceanography and Marine Environment of the Basque Country*, Elsevier Oceanography Series n. 70: 27-50.
- BOUDOURESQUE C.F. (1969). Etude qualitative et quantitative d'un peuplement algal à *Cystoseira mediterranea* dans la région de Banyuls sur Mer. *Vie Milieu* 20: 437-452.
- CONNOR, D.W., ALLEN, J.H., GOLDING, N., LIEBERKNECHT, L.M., NORTHERN, K.O. & REKER, J.B. (2003). The National Marine Habitat Classification for Britain and Ireland Version 03.02. Internet version. Joint Nature Conservation Committee, Peterborough. (www.jncc.gov.uk/marine/biotopes/default.htm)
- EUROPEAN ENVIRONMENT AGENCY (2002). EUNIS habitat classification. Version 2.3. Copenhagen, EEA (Internet publication: <http://mrw.wallonie.be/dgrne/sibw/EUNIS/home.html>)
- GIACCONE G. & BRUNI A. (1972-1973). Le Cistoseire e la vegetazione sommersa del Mediterraneo. *Atti dell' Istituto Veneto de Scienze* 81: 59-103.
- GIL-RODRÍGUEZ, M.C. & HAROUN R.J. (2004). Litoral y Fondos Marinos del Parque Nacional de Timanfaya. En: *Parques Nacionales Españoles*. MMA/Ed. Canseco, Madrid (en prensa).
- HAROUN, R. Y HERRERA R. (2001). "Diversidad Taxonómica Marina" En: J.M. Fernández-Palacios y J.L. Martín Esquivel (Eds.), *Naturaleza de las Islas Canarias. Ecología y Conservación*, Ed. Turquesa, S/C de Tenerife, pp. 127-131.
- HELCOM (1998). Red List of Biotopes and Biotope Complexes of the Baltic Sea, the Belt Sea and the Kattegat. Baltic Sea Environment Proceedings No. 75.: 126pp.
- HOLT, T.J., REES, E.I., HAWKINS, S.J. & SEED, R. (1998). Biogenic Reefs (volume IX). An overview of dynamic and sensitivity characteristics for conservation management of marine SACs. Scottish Association for Marine Science (UK Marine SACs Project), 170 pp. (www.ukmarinesac.org.uk/biogenic-reefs.htm)
- KAUTSKY, N. (1974). Quantitative investigations of the red algae belt in the Askö area, Northern Baltic proper. *Contrib. Askö Lab. Univ. Stockholm* 3: 1-29.
- MONTESANTO B. & PANAYOTIDIS P. (2000). The *Cystoseira* spp. communities from the upper the Aegean Sea. *J. mar. biol. Ass., U.K.* 80:357-358.
- von NORDHEIM, H., NORDEN ANDERSEN, O. & THISSEN, J. (EDS.) (1996). Red Lists of Biotopes, Flora and Fauna of the Trilateral Wadden Sea Area 1995. *Helgol. Meeresuntersuchungen*. 50 (suppl.): 136 pp.

NORDISKA MINISTERRÅDET (2001). Kustbiotoper i Norden. Hotade och representativa biotoper. TemaNord 2001: 536. 345 pp.

MEDINA, M., HAROUN, R.J. y WILDPRET, W., (1995). Phytosociological study of the *Cystoseira abies-marina* community in the Canarian Archipelago. *Bull. Museu Mun. Funchal, Sup. 4*: 433-439.

PANAYOTIDIS P., DIAPOULIS A., VARKITZI I. & MONTESANTO B. (2001). *Cystoseira* spp. used for the typology of the NATURA-2000 code 1170 ("reefs") at the Aegean Sea (NE Mediterranean). Proceedings of the first Mediterranean Symposium on Marine Vegetation. Ajaccio 3-4 October 2000, pages 168-172.

PERÈS J. M. & PICARD J. (1964). Nouveau manuel de bionomie benthique de la mer Méditerranée. *Rec. Trav. St. Mar. Endoume* 31 (47): 5-137.

RAVANKO, O. (1968). Macroscopic green, brown and red algae in the south-western archipelago of Finland. *Acta Bot. Fennica* 79: 1-50.

RIECKEN, U., RIES, U. & SSYMANK, A. (1994). Rote Liste der gefährdeten Biotoptypen der Bundesrepublik Deutschland - Schriftenreihe für Landschaftspflege und Naturschutz. 41: 184 pp.

1180Submarine structures made by leaking gases

PAL.CLASS.: 11.24

1. Definition of the habitat

Submarine structures consist of sandstone slabs, pavements, and pillars up to 4 m high, formed by aggregation of carbonate cement resulting from microbial oxidation of gas emissions, mainly methane. The formations are interspersed with gas vents that intermittently release gas. The methane most likely originates from the microbial decomposition of fossil plant materials.

The first type of submarine structures is known as "bubbling reefs". These formations support a zonation of diverse benthic communities consisting of algae and/or invertebrate specialists of hard marine substrates different to that of the surrounding habitat. Animals seeking shelter in the numerous caves further enhance the biodiversity. A variety of sublittoral topographic features are included in this habitat such as: overhangs, vertical pillars and stratified leaf-like structures with numerous caves.

The second type are carbonate structures within "pockmarks". "Pockmarks" are depressions in soft sediment seabed areas, up to 45 m deep and a few hundred meters wide. Not all pockmarks are formed by leaking gases and of those formed by leaking gases, many do not contain substantial carbonate structures and are therefore not included in this habitat. Benthic communities consist of invertebrate specialists of hard marine substrata and are different from the surrounding (usually) muddy habitat. The diversity of the infauna community in the muddy slope surrounding the "pockmark" may also be high.

2. Characteristic species:

"Bubbling reefs"

Plants: If the structure is within the photic zone, marine macroalgae may be present such as *Laminariales*, other foliose and filamentous brown and red algae.

Animals: A large diversity of invertebrates such as Porifera, Anthozoa, Polychaeta, Gastropoda, Decapoda, Echinodermata as well as numerous fish species are present. Especially the polychaete *Polycirrus norvegicus* and the bivalve *Kellia suborbicularis* are associated species of the "bubbling reefs".

"Pockmarks"

Plants: Usually none.

Animals: Invertebrate specialists of hard substrate including Hydrozoa, Anthozoa, Ophiuroidea and Gastropoda. In the soft sediment surrounding the pockmark Nematoda, Polychaeta and Crustacea are present.

3. Associated habitats:

“Bubbling reefs” can be found in association with the habitat types “sandbanks, which are covered by sea water all the time (1110)” and “reefs (1170)”.

4. Geographical distribution and regional varieties:

Shallow water examples of “bubbling reefs” colonised by macroalgae and/or animals are observed in Danish waters in the littoral and sublittoral zone from 0 to 30 m water depth. They are present in the northern Kattegat and in the Skagerrak and follow a NW SE direction parallel to the Fennoscandian fault line.

“Pockmarks” are found in many areas of the European shelf seas. Deep water examples of pockmarks with benthic fauna communities exists at approximately 100 m water depth in the UK part of the North Sea as depressions in areas of predominantly muddy seabed. Examples of extensive areas with pockmarks are found on the Galician coast (Spain) at the bottom of Rias at a more shallow water depth compared to the pockmarks in the North Sea. Present emission of gas has been reported, as well as other inactive pockmarks filled by more modern sediments. Another difference with the “bubbling reefs” of the Danish coast is that gas stocks are closer to the present bottom surface.

5. Corresponding categories:

HELCOM classification:

All subtypes under “Bubbling reefs (2.10)” EUNIS:

Relevant types under A3.C.

6. Literature :

JENSEN, P. ET AL. (1992). “Bubbling reefs” in the Kattegat: submarine landscapes of carbonate-cemented rocks support a diverse ecosystem at methane seeps. *Mar. Ecol. Prog. Ser.*, vol. 83:103-112

DANDO, P.R. ET AL. (1991). Ecology of a North Sea Pockmark with an active methane seep. *Mar. Ecol. Prog. Ser.*, vol. 70: 49-63.

HANSEN, J.M. (1988). Koraller i Kattegat, kortlægning. *Miljøministeriets, Skov- og Naturstyrelsen.*

HOVLAND M. & JUDD A.G. (1988). Seabed Pockmarks and seepages: Impact on Geology, Biology and the Marine Environment. *Graham & Trotman, London. 245pp.*

JENSEN, P. ET AL. (1992). “Bubbling reefs” in the Kattegat: submarine landscapes of carbonate-cemented rocks support a diverse ecosystem at methane seeps. *Mar. Ecol. Prog. Ser.*, vol. 83:103-112.

JOHNSTON, C. J., TURNBULL, C. G. & TASKER, M. L. (2002). Natura 2000 in UK Offshore Waters: Advice to support the implementation of the EC Habitats and Birds Directives in UK offshore waters. JNCC Report 325.

JØRGENSEN, N.O. ET AL (1989). Holocene methane-derived dolomite-cemented sandstone pillars from Kattegat, Denmark. *Mar. Geol.*, vol. 88: 71-81.

JØRGENSEN, N.O. ET AL (1990). Shallow hydrocarbon gas in the northern Jutland-Kattegat region, Denmark. *Bull. Geol. Soc.*, vol. 38: 69-76.

LAIER, T. ET AL. (1991). Kalksøjler og gasudslip i Kattegat, seismisk kortlægning af området nordvest for Hirsholmene. *Miljøministeriet, Danmarks Geologiske Undersøgelse.*

Other rocky habitats

8330 Submerged or partially submerged sea caves

PAL.CLASS.: 12.7, 11.26, 11.294

- 1)** Caves situated under the sea or opened to it, at least at high tide, including partially submerged sea caves. Their bottom and sides harbour communities of marine invertebrates and algae.

Kolofon

Konsekvensvurdering af fiskeri på blåmuslinger i Lillebælt 2014

Af Pernille Nielsen, Kerstin Geitner, Mads Christoffersen og Jens Kjerulf Petersen

Februar 2014

DTU Aqua, Institut for Akvatiske Ressourcer

DTU Aqua-rapport nr. 282-2014

ISBN: 978-87-7481-188-6

ISSN 1395-8216

Reference: Nielsen, P., Geitner, K., Christoffersen, M. & Petersen, J. K. Konsekvensvurdering af fiskeri på blåmuslinger i Lillebælt 2014. DTU Aqua-rapport nr. 282-2014. Institut for Akvatiske Ressourcer, Danmarks Tekniske Universitet. 51 pp + bilag.

DTU Aqua-rapporter udgives af DTU Aqua, Institut for Akvatiske Ressourcer og indeholder resultater fra nogle af instituttets forskningsprojekter, studenterpecialer, udredninger m.v.

Rapporterne kan hentes på DTU Aquas websted www.aqua.dtu.dk.

DTU Aqua reports are published by the National Institute of Aquatic Resources and contain results from research projects etc.

The reports can be downloaded from www.aqua.dtu.dk.

DTU Aqua
Institut for Akvatiske Ressourcer
Danmarks Tekniske Universitet

Jægersborg Allé 1
2920 Charlottenlund
Denmark
Tlf: 35 88 33 00
aqua@aqua.dtu.dk

www.aqua.dtu.dk